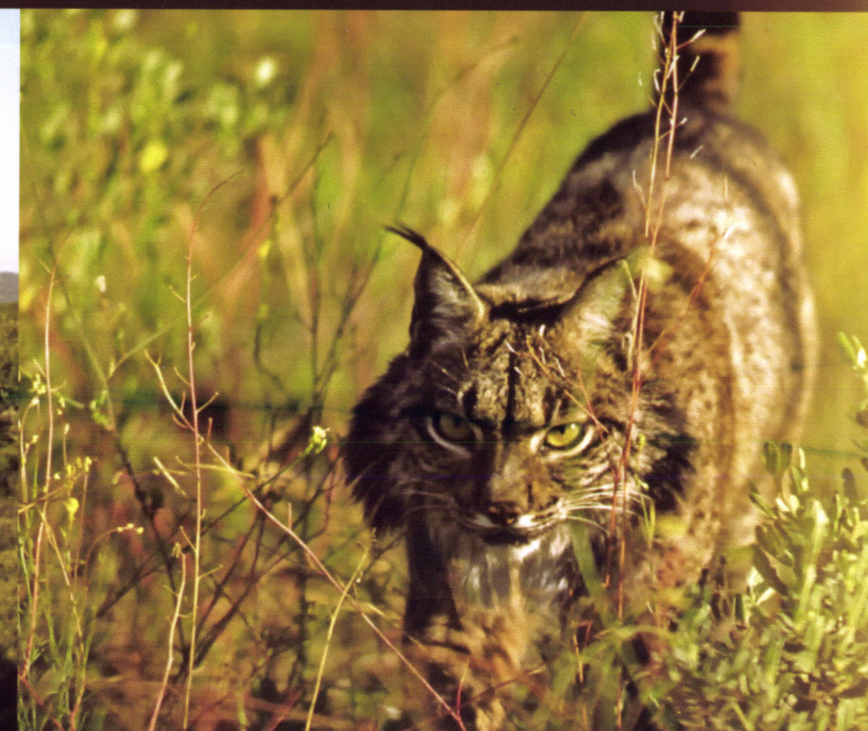


Adequabilidade e perspectivas de gestão do habitat para o
lince-Ibérico *Lynx pardinus* no Sítio Moura-Barrancos



autor

Carla Maria Gaspar Martins Janeiro

orientador

António Paulo Pereira Mira

co-orientador

Maria Margarida de Mello dos Santos Reis Guterres da Fonseca

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri

UE
169
704

Outubro 2007

Universidade de Évora
Dissertação de Mestrado em "Gestão de Recursos Biológicos"

**Adequabilidade e perspectivas de gestão do habitat para o
lince-Ibérico *Lynx pardinus* no Sítio Moura-Barrancos**

autor

Carla Maria Gaspar Martins Janeiro

orientador

António Paulo Pereira Mira

co-orientador

Maria Margarida de Mello dos Santos Reis Guterres da Fonseca



*Esta dissertação não inclui
as críticas e sugestões feitas pelo júri*

169 704

Outubro 2007

Adequabilidade e perspectivas de gestão do habitat para o lince-ibérico
***Lynx pardinus* no Sítio Moura-Barrancos**

Resumo

O lince-ibérico *Lynx pardinus* ocorre apenas na Península Ibérica, sendo o felino mais ameaçado do Mundo.

Apesar de não existirem evidências de populações estáveis em Portugal, o Sítio Moura-Barrancos é dos locais com maior probabilidade de ocorrência da espécie.

Pretendeu-se avaliar a adequabilidade desta área para dispersão, estabelecimento de territórios de residência e reprodução, através de 12 descritores que caracterizam a presença humana, a densidade de presas e a composição da paisagem e recorrendo à ferramenta *Weighted Overlay* (ArcGis 9.1).

Os resultados indicam que o Sítio apresenta adequabilidade para a dispersão de indivíduos e condições para a instalação de 6-8 territórios de residência, dos quais 5 possuem adequabilidade para reprodução.

É proposto um conjunto de medidas de âmbito local/regional, com o objectivo de potenciar a instalação de territórios por indivíduos dispersantes provenientes de outras populações e de dotar a região de condições para a reintrodução da espécie.

Habitat suitability and management perspectives to the Iberian lynx *Lynx pardinus* in SCI Moura-Barrancos

Abstract

Iberian Lynx is limited to the Iberian Peninsula and it is the most threatened feline in the world.

Although there is no evidence of stable populations in Portugal, SCI Moura-Barrancos is the area with the largest probability for the species to occur.

It was intended to assess Moura-Barrancos suitability for dispersal, establishment of resident territories and reproduction of Iberian Lynx. This assessment was done based on twelve variables related with human presence, prey density and landscape composition and using Weighted Overlay tool (ArcGis 9.1).

The results show that Moura-Barrancos has suitability for 6-8 resident territories, 5 of those have suitability for reproduction.

Several local/regional actions are proposed which aim to promote establishment of territories by individuals dispersing from other populations and to ensure suitability for species reintroduction.

Índice

1. Introdução.....	8
2. Biologia e Ecologia	12
2.1. Taxonomia.....	12
2.2. Descrição da espécie	12
2.3. Habitat preferencial	13
2.4. Requisitos alimentares	13
2.5. Actividade e organização social	14
2.6. Reprodução	15
2.7. Dispersão	15
2.8. Esperança de vida.....	16
2.9. Interações com outras espécies	16
3. Situação de referência.....	17
3.1. Evolução populacional.....	17
3.2. Distribuição e situação actual da espécie.....	17
3.3. Estatuto de conservação	21
3.4. Principais ameaças	22
3.4.1. Factores determinantes.....	22
3.4.2. Factores estocásticos.....	26
3.5. Planos de conservação	27
4. Objectivos.....	31
5. Área de estudo	32
6. Metodologia	37
6.1. Caracterização dos descritores	37
6.2. Avaliação da adequabilidade do habitat.....	53
6.2.1. Dispersão	53
6.2.2. Residência.....	55
6.2.3. Reprodução.....	55
7. Resultados e discussão da avaliação da adequabilidade do habitat.....	59
7.1. Fase de dispersão	59
7.2. Residência.....	63
7.3. Reprodução.....	66
8. Propostas de medidas de gestão	72
8.1. Escala local/regional.....	73
8.2. Escala nacional/ibérica.....	90
9. Considerações finais	93
10. Agradecimentos.....	96
11. Bibliografia.....	98

Índice de Figuras

Figura 1. Distribuição no passado recente e distribuição actual do lince-ibérico.....	20
Figura 2. Localização da área de estudo.....	32
Figura 3. Principais linhas de água existentes na área de estudo.....	34
Figura 4. Densidades populacionais dos concelhos abrangidos pela área de estudo, do Alentejo e do País.	35
Figura 5. Estradas pavimentadas presentes na região.	35
Figura 6. Proximidade a povoações.	38
Figura 7. Proximidade a estradas.....	39
Figura 8. Regime cinegético presente no Sítio Moura-Barrancos(ZC = Zona de Caça).....	40
Figura 9. Quadrículas 1x1km com mais de 10% de habitat favorável para o coelho-bravo, com indicação das seleccionadas para amostragem.	41
Figura 10. Quadrículas 1x1 km onde foi realizada a amostragem de coelho-bravo.....	42
Figura 11. Índícios de presença registados nas quadrículas 1x1 km amostradas para coelho-bravo.....	42
Figura 12. Número de latrinas de coelho-bravo registado por quadrícula.	43
Figura 13. Densidade de coelho-bravo estimada para a área de estudo.	44
Figura 14. Parcelas de uso do solo no Sítio Moura-Barrancos.	45
Figura 15. Zonas contínuas de matos altos presentes na área.....	46
Figura 16. Proximidade a parcelas de matos com área superior a 300 m ²	46
Figura 17. Proximidade a ribeiras e parcelas de matos com área superior a 300 m ²	47
Figura 18. Densidade de orla.	48
Figura 19. Percentagem de coberto arbóreo no Sítio Moura-Barrancos.	49
Figura 20. Proximidade a pontos de água.....	50
Figura 21. Perturbação existente no Sítio Moura-Barrancos.....	51
Figura 22. Adequabilidade para dispersão do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos (Cenário A).....	61
Figura 23. Adequabilidade para dispersão do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos, excluindo da análise o descritor ARB.	62
Figura 24. Adequabilidade para dispersão do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos (Cenário B), tendo em conta a presença de ribeiras.	62
Figura 25. Adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para a residência do lince-ibérico.	65
Figura 26. Adequabilidade para reprodução do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos (Cenário A).	66
Figura 27. Adequabilidade para reprodução do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos (Cenário B).	69
Figura 28. Localização das galerias ripícolas a preservar e/ou conservar e possível localização das parcelas de matos altos distanciadas 2 km entre si e das actuais parcelas de matos altos, e afastadas 250 m das linhas de água a intervir.	76

Figura 29. Localização das medidas de gestão propostas para fomentar novas zonas contínuas de matos altos, nas actuais zonas com adequabilidade para residência (1ª fase) e fora delas (2ª fase).	79
Figura 30. Localização das medidas de incremento da densidade de orla.	84

Índice de Tabelas

Tabela 1. Evolução provável do número de fêmeas reprodutoras e crias emancipadas de 2002 a 2004 (Guzmán <i>et al.</i> 2004).	19
Tabela 2. Situação populacional do lince-ibérico na Península Ibérica no passado recente.	20
Tabela 3. Descritores utilizados para avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para o lince-ibérico e classificação atribuída, numa escala crescente de adequabilidade.	52
Tabela 4. Análises efectuadas recorrendo à técnica <i>Weighted Overlay</i>	58
Tabela 5. Parcelas de uso do solo com uma percentagem de coberto arbóreo entre 10 a 19%.	67
Tabela 6. Áreas com adequabilidade para residência e reprodução (cenários A e B).	68
Tabela 7. Adequabilidade de habitat e recursos tróficos disponíveis no Sítio Moura-Barrancos para residência e reprodução.	71
Tabela 8. Extensão das linhas de água que atravessam a área de estudo e que deverão ser alvo de intervenção.	75
Tabela 9. Áreas das parcelas a converter para expandir as zonas contínuas de matos altos nas zonas com elevada adequabilidade para residência actualmente (km²).	77
Tabela 10. Alterações previstas nas zonas contínuas de matos altos e na capacidade de carga, após as intervenções propostas.	77
Tabela 11. Área das parcelas de uso do solo alvo de possível intervenção, numa segunda fase.	78
Tabela 12. Quadro lógico das medidas de gestão propostas para aplicação à escala local/regional.	89

1. Introdução

O lince-ibérico tem uma distribuição limitada à Península Ibérica, sendo, actualmente, o felídeo mais ameaçado do Mundo. Apesar disso, temos assistido nas últimas décadas, a uma redução das suas populações a um ritmo alarmante (Delibes *et al.* 2000). Juntamente com o visão-europeu *Musela lutreola*, é uma das duas únicas espécies endémicas de carnívoros na Europa.

Os vários estatutos de conservação reflectem a situação actual da espécie. A nível internacional, a IUCN alterou a sua classificação em 2002 de "Em Perigo" para " Criticamente em Perigo". A nível Comunitário, a Directiva 92/43/CEE, relativa à conservação dos habitats naturais e da fauna e flora silvestre, inclui o lince-ibérico no Anexo II (espécie prioritária que deve ser objecto de medidas especiais de conservação do seu habitat). Em Espanha tem o estatuto de "Em perigo de extinção" e em Portugal de "Criticamente em Perigo".

Até à década de 80, os conhecimentos sobre a biologia e ecologia da espécie eram escassos e a informação publicada proveniente de estudos museológicos e de observações das populações rurais. Nos anos 90, dados sobre distribuição, número de indivíduos e tendência populacional eram insuficientemente conhecidos ou, até mesmo, totalmente desconhecidos (Delibes *et al.* 2000). Este argumento, utilizado de forma indiscriminada, não poderá continuar a ser usado pelos governos para justificar uma atitude passiva perante a necessidade imperiosa da sua conservação já que, nos últimos vinte anos, o lince-ibérico tem sido a espécie de mamíferos carnívoros sobre a qual se tem acumulado mais conhecimento científico (Delibes 2002

O futuro da conservação da biodiversidade está dependente da cooperação entre nações e, ainda mais importante, da compatibilização com as actividades humanas. O desafio de conservar particularmente os grandes carnívoros europeus em geral, e o lince-ibérico em particular, é extremamente complexo e terá forçosamente que envolver um vasto leque de parceiros, desde proprietários, populações locais, governos, tratados internacionais e ONGs (Delibes *et al.* 2000).

Em resposta a este desafio, em 1995 a WWF (World Wide Fund for Nature) em conjunto com organizações parceiras e especialistas em 17 países europeus, promoveu a Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE), cujo objectivo é apoiar iniciativas já existentes na Europa, evitando a duplicação de esforços e tomando mais eficiente o uso dos recursos disponíveis. Uma das iniciativas, identificada como prioritária para a conservação dos grandes carnívoros europeus, foi a elaboração dos planos de acção para a conservação a nível europeu para as cinco espécies de grandes carnívoros: urso-pardo *Ursus arctos*, lince-ibérico *Lynx pardinus*, lobo *Canis lupus*, lince-europeu *Lynx lynx* e glutão *Gulo gulo* (Delibes *et al.* 2000).

A elaboração do Plano de Acção para a Conservação do Lince-ibérico constitui um instrumento fundamental para fomentar a implementação de acções que contribuam efectivamente para a conservação da espécie. Em 1999 é publicada a Estratégia para a Conservação do Lince-ibérico em Espanha e em 2002 é elaborado o Plano de Acção para a Conservação do Lince-ibérico em Portugal. No entanto, em Portugal, este documento mantém-se em apreciação na Secretaria de Estado do Ambiente. Apesar disso, a 31 de Agosto de 2007 é assinado o "Acordo de Cooperação entre Portugal e Espanha para o Programa de Reprodução em Cativeiro do Lince Ibérico".

Populações reprodutoras apenas estão confirmadas em Espanha, as quais apresentam uma dimensão reduzida e estão sujeitas a um elevado risco de extinção, não sendo viáveis sem a implementação de medidas de conservação.

Em Portugal, apesar de continuarem a ser noticiados avistamentos esporádicos, no último censo não foi possível detectar a presença da espécie (Sarmiento *et al.* 2004). A última confirmação da presença da espécie é referente a um excremento encontrado na Serra da Adiça, em Dezembro 2001 (Santos-Reis *et al.* 2003).

Apesar da inexistência de evidências de populações estáveis de lince-ibérico em Portugal, existem locais em território nacional que, aparentemente, reúnem as condições ambientais adequadas para a ocorrência da espécie ou susceptíveis de serem optimizadas para o efeito, sendo cruciais para implementar o equilíbrio meta-populacional dos núcleos históricos à escala ibérica (ICN 2006). É fundamental que nestas áreas seja implementado um conjunto de medidas que conservem ou incrementem as condições ecológicas para a espécie. Neste contexto, é de destacar o Sítio Moura-Barrancos, ainda mais pela sua localização transfronteiriça com a região espanhola de Andaluzia (ICN 2000).

Para além de constituir um local de ocorrência histórica de lince-ibérico (Delibes *et al.* 2000), o Sítio constitui uma zona de continuidade ecológica com a Serra Morena Ocidental em território espanhol, região de ocorrência confirmada para a espécie (Delibes *et al.* 2000). A sua importância é reforçada pela possibilidade de indivíduos dispersantes de Doñana ocorrerem nesta área (ICN 2000).

Neste contexto, o Sítio Moura-Barrancos assume uma importância vital para o lince-ibérico e apresenta um especial interesse para a conservação, no sentido de assegurar a existência de condições ecológicas adequadas a uma eventual recolonização da espécie ou a uma futura reintrodução.

Perante o estatuto da espécie e sendo a área de estudo um dos locais de maior probabilidade de ocorrência do lince-ibérico em Portugal, surge a pertinência deste trabalho, cujo objectivo principal foi

avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para o lince-ibérico em diferentes fases do seu ciclo de vida: dispersão, residência e reprodução.

Após a descrição da biologia e ecologia da espécie, é apresentada a sua situação de referência, são descritos os objectivos e é caracterizada a área de estudo. Segue-se a metodologia utilizada para realizar este trabalho, onde são apresentados os 12 descritores utilizados para avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para o lince-ibérico, relacionados com a estrutura da paisagem, a densidade de presas e a influência humana.

Tendo em conta os requisitos do lince-ibérico, em termos de habitat e recursos tróficos, para as diferentes fases do seu ciclo de vida, nomeadamente para a fase de dispersão, para estabelecer residência e para se reproduzir, foi analisada a adequabilidade do sítio Moura-Barrancos para cada uma destas situações recorrendo à ferramenta *Weighted Overlay* (ArcGis 9.1).

As análises demonstraram que o Sítio Moura-Barrancos apresenta adequabilidade para a dispersão de indivíduos e os requisitos mínimos para a instalação de 6-8 territórios de residência, dos quais 5 possuem adequabilidade para reprodução.

Com vista a melhorar as condições das zonas com adequabilidade e a expandir a sua dimensão, é proposto um conjunto diversificado de medidas práticas de gestão do habitat, a implementar a nível local/regional. A aplicação destas medidas assume um duplo objectivo; por um lado pretende potenciar a instalação de territórios por indivíduos dispersantes provenientes de Espanha e por outro visa dotar a região das condições necessárias para acções de reintrodução da espécie.

O lince-ibérico caminha para a extinção a tão rápida velocidade que torna necessária uma drástica intervenção das entidades competentes. Medidas têm que ser tomadas para preservar e recuperar, em quantidade e qualidade, a paisagem característica do ecossistema mediterrânico, que sustenta a população de coelho-bravo, recurso essencial para a sobrevivência do lince-ibérico (Delibes *et al.* 2000).

A sua susceptibilidade à extinção resulta, para além das características intrínsecas à espécie, da sua especialização num tipo de habitat e numa espécie-presa, o coelho-bravo, pelo que qualquer alteração nestes factores tem repercussões muito negativas na estabilidade das populações deste felídeo. A degradação dos ecossistemas mediterrânicos e o decréscimo das populações de coelho-bravo, parecem ser os factores responsáveis pela situação dramática que o lince-ibérico alcançou.

O abandono das práticas agrícolas tradicionais, a crescente implementação de actividades agro-pecuárias intensivas, a instalação de monoculturas florestais, os incêndios florestais e a construção de

infra-estruturas (rede viária, barragens e empreendimentos turísticos) têm contribuído de forma intensa para a alteração e destruição dos habitats preferenciais da espécie. Por outro lado, a fragmentação de habitat contribui para o isolamento das populações, o que poderá ter graves consequências a nível da perda de variabilidade genética.

Para agravar a situação, as práticas cinegéticas ilegais e os atropelamentos fomentam a mortalidade não-natural de uma forma assustadora. Ferreras *et al.* (2001) referem mesmo que se a mortalidade nas estradas fosse totalmente evitada, a probabilidade de extinção do lince-ibérico em 100 anos seria reduzida de 45,5% para 22,9%.

O lince-ibérico é um símbolo de sustentabilidade e é uma espécie emblemática cuja perda constituiria um terrível precedente. Evitar a sua extinção é assim, para além de uma obrigação legal, uma responsabilidade moral. Num cenário hipotético, a extinção do lince-ibérico na Península Ibérica seria a primeira extinção de um felídeo nos últimos 2 000 anos (Pires & Fernandes 20003).

A especiosidade e, paradoxalmente, o estado crítico das populações de lince-ibérico são factores favoráveis que têm cativado a sociedade a envolver-se na sua protecção. No entanto, a mobilização social tem sido ainda insuficiente para obrigar a compromissos políticos que assumam o nível de prioridade e o esforço que a conservação do lince-ibérico exige actualmente.

2. Biologia e Ecologia

2.1. Taxonomia

Em 1927, Temminck descreveu pela primeira vez *Felis pardina* como uma espécie diferente da existente na restante Eurásia – *Lynx lynx*. Em 1951, Ellerman & Morrison-Scott classificam o lince-ibérico como uma subespécie do *Lynx lynx* na *Checklist of Palearctic and Indian Mammals*, sendo seguidos posteriormente por diversos autores (Cat News 1997).

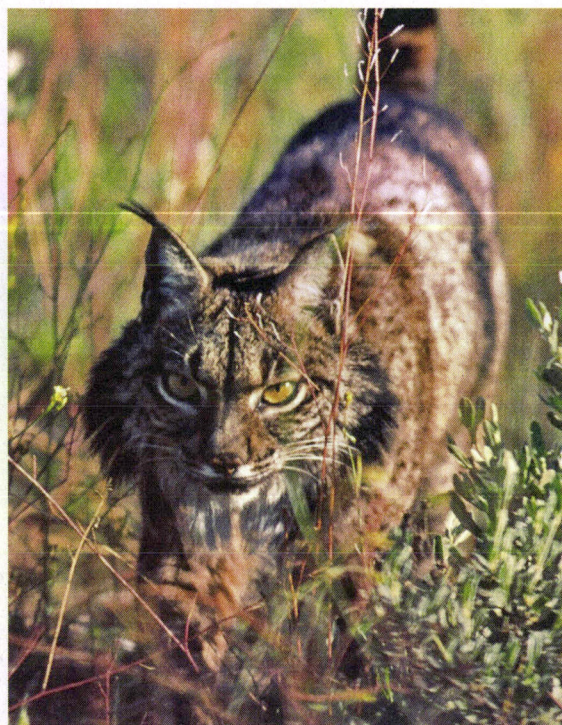
Apenas durante a segunda metade do século XX evidências morfológicas e paleontológicas sugerem fortemente que o lince-europeu e o lince-ibérico são duas espécies diferentes (Ficcarelli and Torre 1975, Matjuschkin 1978, Werdelin 1990, Garcia-Perea 1991, 1992, 1996 in Cat News 1997)

A posição taxonómica do lince-ibérico *Lynx pardinus* como espécie independente apenas foi amplamente aceite a partir de 1993. Desde então, é referido como tal na bibliografia e aceite pelas autoridades conservacionistas (Cat News 1997). A primeira avaliação filogenética molecular detalhada das relações entre o lince-ibérico e as outras espécies do mesmo género, que apoiaram a identificação do lince-ibérico como uma espécie distinta, é publicada apenas em 1996 (Beltrán *et al.* 1996).

2.2. Descrição da espécie

Pertencente à classe *Mammalia*, Ordem *Carnívora*, Família *Felidae* e género *Lynx*, o lince-ibérico *Lynx pardinus* tem uma aparência semelhante às outras espécies do mesmo género. As suas dimensões são semelhantes às de *Lynx canadensis* e *Lynx rufus*, mas são aproximadamente metade das do *Lynx lynx* (Delibes *et al.* 2000).

A espécie apresenta uma cabeça relativamente pequena, pernas compridas e uma cauda muito curta com a extremidade preta. A sua face é curta e ladeada por umas “barbas” conspícuas, principalmente nos



Lince-ibérico *Lynx pardinus*

indivíduos adultos, e orelhas triangulares, que terminam em tufo pretos. As patas são largas e os dedos escondem garras retrácteis (Delibes *et al.* 2000).

A cor dominante da sua pelagem é amarelo-acastanhado, salpicada com manchas escuras muito variáveis na forma, no tamanho e na cor (Delibes *et al.* 2000).

Os machos adultos pesam entre 11 a 15 kg, enquanto as fêmeas pesam entre 8 a 10 kg. Um indivíduo adulto com um ano de idade pesa cerca de 7 kg. Algumas evidências circunstanciais, de que são exemplo os relatos de fêmeas reprodutoras com 7 kg na população de Montes de Toledo (Delibes *et al.* 2000), sugerem que deverão ocorrer variações no tamanho do corpo entre as diferentes populações,

2.3. Habitat preferencial

O lince-ibérico está associado a formações vegetais mediterrânicas, pseudonaturais não submetidas a usos intensivos (Rodríguez & Delibes 1990 *in* Rodríguez 2004). Utiliza preferencialmente estruturas em mosaico, seleccionando bosques, matagais e matos densos para abrigo e reprodução, alternados com biótopos abertos para captura de presas (Palomares *et al.* 1991). Os territórios de reprodução localizam-se em áreas de elevada densidade de ecótono entre matagais e pastagens (Fernández *et al.* 2003).

Um resultado comum a vários estudos é o facto de o lince-ibérico evitar habitats artificializados, nomeadamente plantações florestais de espécies exóticas e extensos campos agrícolas, podendo no entanto utilizar estas áreas na fase de dispersão (Palomares 2001a, Palomares *et al.* 2001).

Como áreas de refúgio durante a época de reprodução podem utilizar árvores velhas, cavidades em rochas, pilhas de madeira ou grandes cavidades no chão (Junta da Extremadura 2004).

2.4. Requisitos alimentares

O lince é um animal especialista, sendo a sua dieta quase totalmente baseada no coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus*, o qual pode representar mais de 80% da sua alimentação (Delibes 1980) e limitar a sua distribuição (Palomares 2001a).

Um macho necessita de 947 Kcal/dia e uma fêmea de 700 Kcal/dia (Aldama, 1986 *in* Beltran *et al.*, 1992). Tendo em conta a sua eficiência energética, um macho necessita em média de 386 coelhos/ano e uma fêmea não reprodutora 260 coelhos/ano (Beltran *et al.*, 1992). Um macho necessita de cerca de 1

coelho/dia, enquanto uma fêmea reprodutora, com duas crias, poderá necessitar de 3 coelhos/dia (Delibes *et al.* 2000).

Um território de reprodução suporta pelo menos uma fêmea e um macho residentes, e duas ou três crias, o que se traduz na necessidade de aproximadamente 1 000 kg de biomassa de coelho por lince por ano por território (estimado por Aldama *et al.* 1991, in Fernández *et al.* 2003). Para se reproduzir um lince



Coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus*

necessita de uma densidade mínima de 1 coelho/ha no Outono (Delibes *et al.* 2000, Palomares *et al.* 2001) e de 4,6 coelho/ha na Primavera (Palomares *et al.* 2001).

Em épocas e regiões de menor abundância de coelho, a alimentação é regularmente complementada por outras espécies de vertebrados como roedores, lebre *Lepus granatensis*, perdiz-vermelha *Alectoris rufa*, anatídeos e ganso *Anser anser*. No Inverno, alguns ungulados podem ser ocasionalmente capturados, nomeadamente veados juvenis *Cervus elaphus*, gamos *Dama dama* e muflões *Ovis musimon* (Delibes *et al.* 2000).

2.5. Actividade e organização social

Apesar de manterem a sua actividade a qualquer hora do dia, a actividade é máxima ao entardecer (Beltrán & Delibes 1994). A actividade diurna é mais frequente no Inverno.

Indivíduos adultos defendem territórios de 3-4 km² de outros indivíduos do mesmo sexo, os quais são relativamente estáveis no tempo. O acesso a um território ocorre por ocupação de habitat disponível e por interacções agressivas com o ocupante. Em Doñana, o território de um macho sobrepõe-se maioritariamente ao território de apenas uma fêmea reprodutora, sendo o sistema de acasalamento monogâmico com certa tendência para a poligamia. O lince-ibérico é uma espécie solitária, sendo que as interacções entre indivíduos limitam-se às relações entre mãe e crias e ao acasalamento (Rodríguez 2004)..

2.6. Reprodução

Com a duração aproximada de dois meses, o cio tem início em Janeiro. A gestação decorre por um período de cerca de dois meses (63 a 73 dias), nascendo a maioria das ninhadas entre Março e Abril, coincidindo com a altura do ano em que aumenta a abundância de coelho-bravo (Palomares *et al.* 2005). Quando ocorre a perda da ninhada ou por falta de parceiro, as fêmeas podem apresentar um segundo período de cio, pelo que os nascimentos podem ocorrer praticamente em qualquer altura do ano (Delibes *et al.* 2000).

As ninhadas são normalmente formadas por duas a quatro crias, sendo que na maioria dos casos apenas sobrevivem duas. Às quatro semanas começam a comer pequenas presas capturadas pela progenitora. Aos quatro meses começam a aprender a caçar. Aos sete meses ainda passam 60% do seu tempo com a mãe, sendo autónomos e independentes aos 10-11 meses (Delibes *et al.* 2000).

As fêmeas, apesar de raramente se reproduzirem antes dos três anos, provavelmente são férteis aos dois anos de vida (Delibes *et al.* 2000). A reprodução não ocorre todos os anos; mesmo em habitats favoráveis, como em Doñana, a média é de 0,8 ninhadas por fêmea e por ano. Provavelmente, o número de fêmeas que se reproduz por ano é influenciado pela qualidade do habitat (Delibes *et al.* 2000) e disponibilidade de recursos tróficos (Ferrerías *et al.* 1997).

2.7. Dispersão

Entre os 8 e os 23 meses é a idade com que a maioria dos juvenis abandona o local onde nasceu. Enquanto as fêmeas jovens podem permanecer nesta área ou numa área contígua, normalmente os jovens machos afastam-se (Delibes *et al.* 2000). Durante a dispersão, os machos podem estabelecer novo território a uma distância de 3 a 30 Km do território natal. Na dispersão, o lince poderá usar habitat de inferior qualidade (com menos vegetação e menos coelho), de modo a evitar áreas ocupadas por lince residentes. Raramente percorrem mais que 2 Km em áreas abertas, no entanto conseguem atravessar troços de 5 km em habitat sem vegetação natural caso existam elementos lineares na paisagem (e.g. linhas de água ou barreiras de vegetação) que poderão ser utilizados como guia para alcançar parcelas de habitat mais adequado (Delibes *et al.* 2000).

A taxa de mortalidade é muito elevada durante a fase de dispersão. Em Doñana apenas 12 de 35 indivíduos monitorizados sobreviveram e estabeleceram o seu próprio território (Delibes *et al.* 2000). Ferreras *et al.* (1993) estimaram uma taxa de mortalidade mínima para os indivíduos dispersantes de 86% para os machos e de 70% para as fêmeas.

2.8. Esperança de vida

O lince em estado selvagem mais velho que se conhece atingiu os 13 anos de idade. Muito provavelmente, os indivíduos com mais de 10 anos não se reproduzem (Delibes *et al.* 2000).

2.9. Interacções com outras espécies

Na sua área de distribuição actual, o único predador do lince-ibérico é o Homem. Outras espécies carnívoras de menor tamanho, como a raposa e o saca-rabos, são predadas pelo lince-ibérico, o que leva a que outros carnívoros evitem os locais utilizados por indivíduos residentes (Rodríguez 2004).

3. Situação de referência

3.1. Evolução populacional

No início do século XX, o lince-ibérico era muito comum no Sul da Península Ibérica, estando ainda presente nalguns locais a Norte. Em meados do mesmo século, tornou-se virtualmente extinto no Norte e escasso ou ausente nalgumas regiões a Sul. O declínio melhor conhecido, ocorrido entre 1960 e 1990, representou uma perda de 80% da área vital da espécie e ilustra bem a velocidade a que o lince-ibérico caminha para a extinção (Delibes *et al.* 2000).

Nos últimos vinte anos do séc XX, as populações reprodutoras deixaram de ocupar 10% da superfície da Península Ibérica para passarem a ocupar apenas 2% (Rodriguez & Delibes 1990, 1992 *in* Nowell *et al.*, 1996).

A tendência populacional actual é de acentuada regressão, tanto em número de indivíduos como em área de distribuição, que se restringe actualmente ao Sudoeste da Península Ibérica

Nas últimas duas décadas estima-se que os efectivos populacionais na Península Ibérica, tenham decrescido em mais de 90% dos existentes no início dos anos 90:

- 1993: Não mais que 1 200, com cerca de 350 fêmeas reprodutoras (Delibes *et al.* 1993);
- 2000: Entre 600 a 800 indivíduos, divididos por nove populações localizadas entre Portugal e Espanha, de acordo com a Figura 1 (Delibes *et al.* 2000);
- 2002: 160 (50 em Doñana e 110 em Andújar-Cardena) (Gúzman *et al.* 2002);
- 2004: aproximadamente 100 (20-25 Doñana e 60-70 Andújar-Cardena) (Gúzman *et al.* 2004).

3.2. Distribuição e situação actual da espécie

Não existe nenhum método fiável para detectar a presença de lince-ibérico, provavelmente devido ao seu comportamento solitário, hábitos nocturnos e crepusculares, baixa densidade populacional e à dificuldade em observá-lo (Delibes *et al.* 2000).

Por esta razão, é extremamente difícil desenhar um mapa de distribuição da espécie com base em indícios de presença. A definição dos limites da sua distribuição baseia-se sobretudo na localização de avistamentos ou morte de indivíduos, relatados por caçadores, naturalistas e outras pessoas que frequentam áreas rurais. Apesar deste tipo de informação ser extremamente valioso, é frequente corresponderem a falsas informações por confusão com outras espécies (Delibes *et al.* 2000).

Com o objectivo de conhecer com detalhe a distribuição e a abundância do lince-ibérico em Espanha, em 1988 realiza-se um estudo com base em inquéritos por correio e entrevistas no campo, que confirma a presença do lince-ibérico apenas no Sudoeste da Península Ibérica, numa área muito fragmentada de aproximadamente 11 700 Km². Para toda a Espanha, estimou-se uma população de 880 a 1 150 indivíduos, com cerca de 350 fêmeas reprodutoras, distribuída por nove núcleos populacionais, muito provavelmente isolados entre si e com a seguinte localização (Delibes *et al.* 2000):

- Serra de Gata, Serra de Gredos e Alto Alberche: três populações sem comunicação que representam 8% da população;
- Serra de S. Pedro: uma população que representa 4% da população;
- Montes de Toledo, Villuercas, Siberia Extremeña, Montes del Guadiana, Valle de Alcudia e uma larga faixa oriental da Serra Morena: uma grande população central que representa 71% da população total;
- Parte Central e ocidental da Serra Morena: duas populações que representam em conjunto 10% da população;
- Serras Subbéticas: uma população que representa 2% do total;
- Doñana: uma população que representa 4% da população total.

Cada uma destas populações apresenta menos de 100 indivíduos, estando por isso expostas a um elevado risco de extinção, mesmo a curto prazo. Para agravar esta situação, cada população é composta por núcleos mais pequenos, que provavelmente comunicam entre si através de animais em dispersão (Delibes *et al.* 2000). Alguns destes núcleos podem funcionar como subpopulações destino, em que a mortalidade é superior à produtividade, e a sua persistência pode depender criticamente da imigração de subpopulações fonte, onde existe uma taxa de crescimento da população positiva (Delibes *et al.* 2000).

Em 1996 realiza-se um novo estudo sobre a situação populacional promovido por algumas regiões autónomas, com base sobretudo em inquéritos de campo, o qual conclui que a estimativa populacional de 1988 foi demasiado optimista ou que o tamanho das populações decresceu desde então de forma acentuada (Delibes *et al.* 2000).

Em 2002, no Seminário Internacional sobre o lince-ibérico realizado em Andújar (Espanha), são apresentados os resultados de um novo censo realizado em Espanha entre 2000 e 2002, recorrendo a armadilhas fotográficas e à análise genética de excrementos. Os resultados obtidos indicam uma acentuada diminuição do número de indivíduos, estimando-se a existência de menos de 200 indivíduos, repartidos entre duas populações reprodutoras: Doñana, com cerca de 30 a 35 indivíduos (3 a 5 fêmeas reprodutoras) e Andújar-Cardena, com 90 a 120 indivíduos (25 fêmeas reprodutoras), e indivíduos que parecem existir nos Montes de Toledo Orientais, Sistema Central Ocidental e Serra Morena. As únicas duas populações reprodutoras ocorrem numa área de cerca de 350 km² (Gúzman *et al.* 2002).

Em 2004 a mesma equipa actualiza a informação no Seminário Internacional decorrido em Córdoba (Espanha), revelando que a situação populacional continua em decréscimo, estimando-se existirem menos que 100 indivíduos adultos, distribuídos entre Andújar-Cardena, onde existirão 60-70 indivíduos adultos, e Doñana onde se prevê existirem 20-25 indivíduos adultos. Os autores referem ainda que a ausência de informação sobre dados de mortalidade noutras regiões apoia a ideia de que apenas existirão as duas populações confirmadas (Guzmán *et al.* 2004).

A monitorização permanente que tem sido realizada nestas populações permite conhecer com detalhe o número de fêmeas que se reproduz anualmente, assim como o número de crias sobreviventes por ano (Tabela 1) (Guzmán *et al.* 2004).

Tabela 1. Evolução provável do número de fêmeas reprodutoras e crias emancipadas de 2002 a 2004 (Guzmán *et al.* 2004).

	2002	2003	2004
Nº de fêmeas reprodutoras	21-22	11-12	17-21
Nº de crias	36-42	18-21	31-39

Em Portugal, de 1994 a 1997 foi realizado um estudo para determinar a situação da espécie, recorrendo sobretudo a entrevistas no campo. O resultado deste estudo revela que ainda persistem cinco populações que poderão abranger 2 400 km², contendo entre 40 a 53 indivíduos. Na Serra da Malcata, Serra de S. Mamede e Vale do Guadiana as populações presentes são prolongamentos ocidentais das existentes na Serra de Gata, Serra de São Pedro e Serra Morena Ocidental, respectivamente. A região de Odemira apresenta-se como a mais importante para a espécie, contendo três núcleos populacionais numa área de 940 km². Não viveriam nesta zona mais que 25 indivíduos. Uma população remanescente persistia no Sudoeste português, associada à bacia do rio Sado, provavelmente em contacto com a população de Odemira através de animais em dispersão, aumentando a área ocupada para 1 300 km² e o número de indivíduos para 30 (Ceia *et al.* 1998). Apesar deste autor referir a provável existência de populações reprodutoras em Portugal, vários estudos realizados posteriormente não confirmaram esta informação (Sarmiento *et al.* 2004)

Em 2002-2003 é realizado um estudo diagnóstico em cooperação com a Direcção Geral de Conservação da Natureza espanhola, recorrendo à mesma metodologia utilizada no País vizinho em 2002, mas os resultados não confirmaram a presença da espécie em território nacional (Sarmiento *et al.* 2004). O último dado da presença de lince em Portugal é referente a um excremento encontrado na Serra da Adiça, em 2001 (Santos-Reis 2003).

Tabela 2. Situação populacional do lince-ibérico na Península Ibérica no passado recente. O número de identificação das populações corresponde à numeração da Figura 1. Na terceira coluna "País" refere-se a Portugal (P) e "Regiões" às regiões autónomas espanholas (AND = Andalúcia, CLE = Castilla-León, CLA = Castilla-la-Mancha, EXT = Extremadura, MAD = Madrid). Tendência populacional → = estável, ↓ = decrescente, ? = desconhecida (Delibes *et al.* 2000).

País	População	País ou região	Nº de indivíduos	Área (km²)	Densidade média (ind/100km²)	Tendência populacional
Portugal	1 Odemira - Bacia do Sado	P	25-30	1300	1.6-2.2	↓
Portugal/ Espanha	2 Gata - Malcata - S. Pedro - S.Mamede	P-EXT-CLE	75-95	2050	1.7-4.6	↓
	3 Serra Morena Ocidental - Guadiana	P-AND-EXT	40-45	1300	1.9-3.5	↓
Espanha	4 Alberche	MAD	5-10	270	1.9-3.7	↓
	5 Gredos	CLE	8-12	370	2.2-3.2	↓
	6 Subbéticas	AND	25-30	540	4.6-5.6	?
	7 Doñana	AND	40-50	540	7.4-9.3	→
	8 Serra Morena Central	AND	60-65	760	7.9-8.6	?
	9 População central (S. Morena - Montes de Toledo - Villuercas)	AND-CMA-EXT	350-450	9100	3.8-4.9	↓
Total			628-787			

Segundo o ICN (2006), pode afirmar-se que actualmente em Portugal não existem populações estáveis de lince-ibérico e nas Serras Centrais Ocidentais Ibéricas (Malcata – Gata – Nisa - S. Mamede – S. Pedro) a espécie poderá mesmo estar extinta. Os locais em Portugal com maior probabilidade de existência de lince-ibérico situam-se, fundamentalmente, na fronteira com a comunidade autónoma espanhola de Andaluzia onde, para além de existirem condições naturais bastante favoráveis, existe ainda a possibilidade de dispersantes da população de Doñana atingirem esta região (ICN 2000), devido a uma continuidade paisagística que liga estas duas zonas (Junta de Andaluzia 2004).

Adaptado de: Sarmiento *et al.* 2004

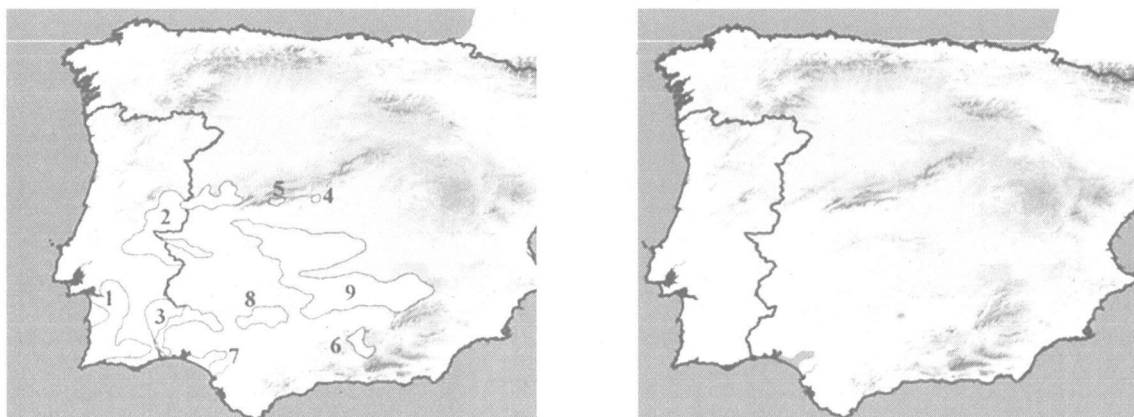


Figura 1. **À esquerda:** Distribuição do lince-ibérico no passado recente de acordo com Rodríguez & Delibes (1990) e Ceia *et al.* (1998) in Sarmiento *et al.* 2004. 1. Algarve-Odemira-Bacia do Sado; 2. Serras de Gata-Malcata-S. Pedro-S. Mamede; 3. Serra Morena Ocidental-Guadiana; 4. Alberche; 5. Gredos; 6. Subbéticas; 7. Doñana; 8. Serra Morena Central; 9- População central. **À direita:** Distribuição actual do lince-ibérico. 1. Doñana; 2. Andújar - Cardeña (Guzmán *et al.* 2004).

3.3. Estatuto de conservação

A situação crítica do lince-ibérico é amplamente reconhecida internacionalmente, prova disso é a atribuição de diversos estatutos de ameaça por diferentes tratados e convenções.

A nível internacional, a IUCN alterou a sua classificação em 2002 de "Em Perigo" para " Criticamente em Perigo", tendo por base a seguinte justificação: "com a população reduzida a menos de metade dos 1 200 indivíduos existentes no início da década de 90, o lince-ibérico está próximo de tornar-se na primeira espécie felina silvestre a extinguir-se em menos de 2 000 anos. Com base nas estimativas de densidade e alcance geográfico (Nowell & Jackson 1996), o tamanho total efectivo da população de lince-ibérico estima-se em 250 exemplares adultos em idade reprodutora, com uma tendência para declínio devido à perda de habitat, presa base e perseguição, não contendo nenhuma sub-população mais do que 50 exemplares adultos em idade reprodutora" (IUCN 2007).

A nível Comunitário, a Directiva 92/43/CEE, relativa à conservação dos habitats naturais e da fauna e flora silvestre, inclui o lince-ibérico no Anexo II (espécie prioritária que deve ser objecto de medidas especiais de conservação do seu habitat), assim como no Anexo IV. A Convenção para a Conservação da Vida Selvagem na Europa e Habitats Naturais (Convenção de Berna, 1979), adoptada pelos países membros do Conselho da Europa, inclui a espécie no Anexo II, que diz respeito às espécies estritamente protegidas. Na Convenção Internacional para o Comércio de Espécies Ameaçadas de Fauna e Flora Silvestres (CITES, 1973), está presente no Anexo I referente às espécies ameaçadas de extinção, que podem ser afectadas pela sua comercialização. O lince-ibérico e o visão-europeu são os únicos carnívoros endémicos da Europa, o que se traduz numa enorme responsabilidade europeia na sua conservação (IUCN 2007).

Em Espanha, a lei 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres introduz o conceito de conservação activa e cria o *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*, no qual se incluem as espécies cuja protecção efectiva exija medidas específicas por parte das Administrações Públicas. É também transposta a Directiva 92/43/CEE (Directiva Habitats). O funcionamento e conteúdo deste Catálogo está regulamentado pelo Decreto 439/1990, onde foram incluídas 75 espécies na categoria "Em perigo de extinção", entre elas o lince-ibérico, obrigando a administração responsável pela sua inclusão, à elaboração de um Plano de Recuperação para a espécie.

Em Portugal, a Lei da Caça de 1974 exclui o lince-ibérico da lista de espécies cinegéticas. Mais tarde, a Resolução do Conselho de Ministros nº 142/97 de 28 de Agosto, relativa à 1ª lista nacional de Sítios a integrar na Rede Natura 2000, inclui algumas áreas de distribuição histórica de lince-ibérico. Presentemente está classificado como "Criticamente em Perigo" pelo Livro Vermelho dos Vertebrados de

Portugal, tendo sido classificado como “Em Perigo” nos livros vermelhos de 1990, 1991 e 1993 (Queiroz *et al.* 2006).

3.4. Principais ameaças

Entre os factores que ameaçam a conservação do lince-ibérico, há que distinguir entre os factores determinantes – os que causam uma acentuada diminuição de indivíduos - e os factores estocásticos – cujos efeitos fazem-se sentir especialmente nas pequenas populações. Há, no entanto, que realçar que a maioria das populações pequenas estão sob o sério risco de estocasticidade, como consequência da acção continuada dos factores determinantes (Delibes *et al.* 2000).

3.4.1. Factores determinantes

Alteração do habitat

Há oitocentos anos atrás, o lince-ibérico beneficiou, ainda que indirectamente, das alterações de habitat causadas pelas actividades humanas. Os colonos que se instalaram então na Península Ibérica, queimaram e cortaram parcelas de floresta mediterrânica original para, assim, poderem lavrar a terra, levando, possivelmente, a um aumento da densidade de coelho-bravo (Delibes *et al.* 2000).

Pequenas parcelas de terrenos abertos intercaladas com a floresta mediterrânica incrementam a qualidade de habitat para o lince-ibérico. Por esta razão, a agricultura tradicional praticada nas montanhas tem beneficiado o lince, ao contrário das actuais práticas agrícolas, baseadas na instalação de monoculturas intensivas. Por outro lado, o crescimento desmesurado dos matos devido ao abandono rural, diminui a adequabilidade do habitat para os coelho-bravo e para o lince-ibérico (Delibes *et al.* 2000).

Existem alguns habitats humanizados que apesar de não serem adequados para a reprodução do lince-ibérico, permitem a sua dispersão. Alterações posteriores nestes habitats impedem os movimentos dispersivos de indivíduos, aumentam a mortalidade durante a fase de dispersão e reduzem a emigração entre populações próximas. As maiores alterações de corredores ecológicos são a constante degradação da vegetação ripícola e a remoção das orlas e limites de vegetação linear entre parcelas, promovida pela agricultura intensiva (Delibes *et al.* 2000).

Nos últimos anos, a gestão cinegética tem sofrido profundas alterações com vista à maximização do lucro, registando-se uma preferência pela caça grossa em detrimento da caça pequena, assim como a intensificação de práticas agrícolas associadas à caça grossa. A administração de alimento suplementar

e a instalação de vedações resultam numa elevada densidade de ungulados, nomeadamente do Veado *Cervus elaphus* e na degradação da vegetação por sobrepastoreio e pisoteio. O mesmo acontece com a intensificação da produção de gado. As consequências destas situações são extremamente prejudiciais para as populações de coelho-bravo (Delibes *et al.* 2000).

Uma elevada perturbação é também causada por desportos "todo-o-terreno", facilitados pelo sucessivo melhoramento de estradas e pela crescente rede de caminhos em áreas remotas (Delibes *et al.* 2000).

A Implementação de grandes infra-estruturas, nomeadamente rede viária, barragens e empreendimentos turísticos, quando previstos para áreas de ocorrência de lince, podem implicar a alteração da dinâmica populacional, nomeadamente pela modificação dos padrões de dispersão de indivíduos, contribuindo para a diminuição da viabilidade populacional (ICN 2006).

Destruição do habitat

Apesar de um mosaico de floresta com áreas abertas poder suportar maior número de indivíduos do que uma floresta densa e homogénea, a progressiva limpeza da floresta acabou por culminar numa situação invertida, com pequenas parcelas de floresta dispersas numa matriz de áreas agrícolas. Hoje em dia esta situação está praticamente controlada pelas várias políticas agrícolas, apesar de continuarmos a assistir à instalação de estufas em áreas próximas de Doñana (Delibes *et al.* 2000).

Durante a segunda metade do séc. XX, uma área significativa de bosque mediterrânico foi substituída por monoculturas florestais intensivas, nomeadamente de coníferas e eucalipto, para produção de madeira e pasta de papel (Delibes *et al.* 2000). Palomares *et al.* (1991) verificaram que a presença do lince-ibérico no Parque Natural de Doñana está negativamente correlacionada com este tipo de vegetação. Nos eucaliptais não existe praticamente sub-coberto e nos pinhais este é removido periodicamente, tornando inviável a presença de coelho-bravo.

Apesar da remoção de floresta para instalação de agricultura intensiva ter diminuído, continuamos a assistir à remoção da vegetação natural em prol da produção florestal. Presentemente esta tendência está relacionada com uma incorrecta interpretação e aplicação da política de florestação europeia, cujo principal objectivo é promover a qualidade do ambiente e fomentar a biodiversidade (Delibes *et al.* 2000).



Plantação recente

Por outro lado, incêndios florestais de grandes dimensões ocorrem todos os anos na época quente, sendo responsáveis pela devastação de extensas áreas de floresta e matagal mediterrânico. Exemplo desta situação é o caso dos incêndios ocorridos no Verão de 2003 em Monchique, onde se verificou uma redução significativa de habitats potenciais para o lince-ibérico; estimando-se uma perda de cerca de quase 20 000 ha de matagal mediterrânico, coincidente com áreas de potencial refúgio para a espécie (ICN 2006). Esta situação é agravada pelo facto da maioria destes incêndios ter origem criminosa, em resultado de interesses económicos ou conflitos relacionados com a floresta, criação de gado, caça ou urbanização (Delibes *et al.* 2000).

O mosaico de matos e pastagens, típico dos vales das montanhas e adequado à presença de lince, tem sido sistematicamente submergido por albufeiras para produção hidroeléctrica, rega ou regulação de rios. Algumas populações de lince-ibérico ou o seu habitat estão ameaçados pela construção de barragens como é o caso da Barragem de Breña II (Córdova, Espanha), a Barragem de Odelouca (Algarve, Portugal) (Delibes *et al.* 2000). De igual forma, a Barragem de Alqueva é referida como uma infraestrutura com impactes irreversíveis sobre a eventual presença da espécie no Vale do Guadiana (Santos-Reis *et al.* 2003).

Outras actividades como a exploração de minas a céu aberto, a extracção de areia e a implantação de grandes indústrias afastadas das áreas urbanas, implicam também a destruição completa de habitats para o lince-ibérico (Delibes *et al.* 2000).

Escassez de presas

A regressão das populações de coelho-bravo verificada nas últimas décadas, é devida principalmente a alterações de uso do solo e a doenças. A mixomatose, introduzida da América do Sul no início da década de 50, teve um impacte devastador no coelho-bravo, devido à ausência de imunidade à doença. A sua importância foi-se reduzindo gradualmente com o incremento da resistência dos coelhos-bravos à doença. No final da década de 80 surge, entretanto, uma outra doença – a pneumonia hemorrágica viral – responsável por uma elevada taxa de mortalidade nos coelhos adultos. Simultaneamente, ocorrem na Península Ibérica grandes transformações no habitat, assistindo-se à conversão do mosaico pastagem-mato-bosque, por culturas cerealíferas e plantações de floresta de crescimento rápido (Blanco & Villafuerte 1993).

Para além disso, as populações de coelho-bravo são ainda afectadas pela sobre-exploração cinegética, quer em número de animais capturados como no que respeita aos períodos de caça. Os caçadores tentam reforçar as populações de coelho-bravo através de repovoamentos, que podem trazer novos problemas. As populações silvestres ficam sujeitas a riscos adicionais, nomeadamente (Delibes *et al.* 2000):

- Novas doenças ou novas estirpes de doenças já existentes,
- Libertação em épocas desadequadas,
- Cruzamento com coelhos domésticos,
- Introdução de espécies exóticas (e.g. *Sylvilagus* spp.).

Mortalidade por causas não naturais

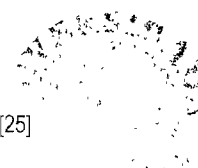
Apesar da legislação de protecção à espécie, a mortalidade induzida por factores humanos continua a ser a principal causa de morte, correspondendo 75% da taxa de mortalidade (Ferrerias *et al.* 1992).

Apesar de não se conhecer a sua importância relativa, o abate ilegal ainda ocorre actualmente. Em Doñana, pelo menos cinco indivíduos foram abatidos a tiro num período de 15 anos. A taxa de mortalidade anual devida a esta causa foi estimada em 5% (Delibes *et al.* 2000). Na Serra de Gata, Oreja (1998) refere que as duas principais causas de morte não naturais do lince estão relacionadas com práticas cinegéticas ilegais. Num inquérito realizado pelo autor a 233 entrevistados foram relatados 50 casos de lince-ibérico mortos, dos quais 54% foram abatidos a tiro e 24% por armadilhas. As actividades cinegéticas, dirigidas ou não especificamente à espécie, causando a morte por armadilhas de ferros e armas de fogo, já foram a causa de mortalidade de lince mais importante (Palma 1980, Garcia-Pereira & Gisbert 1986, Ceia *et al.* 1998).

Presentemente, a principal causa de mortalidade não-natural nas duas populações confirmadas de lince-ibérico (Doñana e Cardena-Andujar) são os **atropelamentos**, os quais anualmente são responsáveis por cerca de sete casos conhecidos de mortalidade. Nos últimos 20 anos, apesar das medidas de minimização introduzidas em estradas que atravessam zonas de lince, 55% dos 89 casos detectados de mortalidade não-natural deveram-se a atropelamentos (MMA 2004). De facto, o lince-ibérico é particularmente sensível a mortalidade em estradas, apresentando um tipo de comportamento que o torna bastante vulnerável a este factor, particularmente durante o período de dispersão juvenil ou quando se trata de animais divagantes, com grandes movimentações.

Um estudo realizado por Ferreras *et al.* (2001) demonstra que se a mortalidade nas estradas fosse totalmente evitada, a probabilidade de extinção do lince-ibérico em 100 anos seria reduzida de 45,5% para 22,9%.

A fragmentação de habitat, factor responsável por contribuir para o isolamento das populações, poderá ter graves consequências a nível da perda de variabilidade genética (a probabilidade de extinção numa área isolada está inversamente relacionada com o tamanho da população).



3.4.2. Factores estocásticos

Viabilidade demográfica

As pequenas populações com menos de 10 fêmeas reprodutoras são extremamente vulneráveis à extinção apenas devido à variação aleatória do nascimento e morte de indivíduos (Delibes *et al.* 2000).

Viabilidade genética

Apesar de não existirem estudos conclusivos sobre esta matéria relativamente ao lince-ibérico, em termos teóricos a variabilidade genética perde-se mais rapidamente em populações pequenas e isoladas (Delibes *et al.* 2000), sendo igualmente mais frequente a expressão de alelos recessivos letais.

Doenças e catástrofes

A mortalidade por causas naturais pode causar uma elevada mortalidade em populações pequenas atendendo a que elevados níveis de consanguinidade podem favorecer o aparecimento de determinadas doenças. No entanto Delibes *et al.* (1993) refere que apenas 8,3% da taxa de mortalidade anual pode ser relacionada com causas naturais. Apesar de não ser uma situação muito preocupante, existem evidências recentes da presença de algumas patologias nas populações selvagens que potencialmente poderão vir a revelar-se, no futuro, como mais um factor de ameaça a ter em linha de conta, nomeadamente: tuberculose bovina, peritonite infecciosa felina, leucemia felina e imunodeficiência felina (Delibes *et al.* (1993). Já em 2007 foi detectado o vírus da imunodeficiência felina na população de Doñana, temendo-se pelas suas consequências no futuro da população.

Algumas catástrofes naturais como fogos florestais, inundações, poluição extensiva ou um novo surto de doença nas populações de coelho-bravo poderão eliminar uma pequena população de lince-ibérico num curto espaço de tempo (Delibes *et al.* 2000).

Outros factores normalmente não identificados como ameaças ao lince-ibérico, podem constituir verdadeiros entraves à sua conservação, sendo de destacar (Heredia *et al.* 1998):

a) Problemas socio-políticos e jurídicos:

- Falta de diálogo entre gestores e investigadores,
- Falta de cooperação e diálogo entre todos os actores envolvidos a nível local, regional, nacional, ibérico e internacional,
- Legislação inadequada,
- Ausência de definição de prioridades políticas;

b) Problemas sociais:

- Falta de sensibilização e de informação de sectores alheios à conservação mas que actuam na gestão dos recursos naturais, assim como das populações locais,
- Falta de sensibilização de associações e organismos envolvidos na gestão dos recursos naturais.

3.5. Planos de conservação

O Lince-ibérico é a única espécie endémica entre os grandes carnívoros europeus, sendo também considerado o felino mais ameaçado a nível mundial (IUCN, 2007). Estas duas características, por si só ou aliadas, tornam obrigatório e urgente o empreendimento de todos os esforços para evitar a extinção da espécie. Neste contexto, têm surgido nos últimos vinte anos, inúmeros planos de âmbito regional, nacional e europeu que visam a sua conservação.

Action plan for the conservation of Iberian lynx

Finalizado no ano 2000, este documento defende que é necessária uma drástica intervenção das entidades competentes, face à velocidade a que o lince-ibérico caminha para a extinção. Neste sentido, propõe um conjunto de medidas para preservar e recuperar a paisagem característica do ecossistema mediterrânico, resultante de milénios de interacção homem-floresta, que promove a população de coelho-bravo, recurso essencial para a sobrevivência da espécie. Este documento define as seguintes medidas necessárias à conservação da espécie (Delibes *et al.* 2000):

- O estabelecimento de corredores, para garantir a dispersão entre populações;
- A restrição de actividades humanas em áreas naturais sensíveis;
- O apoio financeiro às actividades que favorecem a recuperação das populações de coelho-bravo;
- A redução da mortalidade, causada, directa ou indirectamente, por acções humanas, ou devida a causas naturais, através do aumento da qualidade do habitat;
- As acções de conservação *in situ* devem ser privilegiadas, sendo necessário mais conhecimento sobre iniciativas de conservação *ex situ*, nomeadamente sobre reprodução em cativeiro;
- O desenvolvimento de estudos de investigação para colmatar as lacunas de conhecimento sobre a biologia da espécie, com especial atenção para o melhoramento de métodos de monitorização da presença e abundância do lince-ibérico, com vista à avaliação das medidas de conservação.

O documento alerta para os conflitos gerados por estas medidas com actividades humanas e, por isso, alerta para a necessidade de um forte apoio político e legislativo, nomeadamente para a necessária protecção legal para as áreas mais vulneráveis. Alerta ainda para a necessidade imperiosa de cooperação entre os únicos dois países onde ocorre o lince-ibérico.

Estratégia para a Conservação do Lince-ibérico em Espanha

Como resposta à publicação da Lei 4/89 e do Real Decreto 439/90, em 1999 a Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente), publica a Estratégia de Conservação para o Lince-ibérico em Espanha, em colaboração estreita com as Comunidades Autónomas.

Assume-se como objectivo desta estratégia assegurar a conservação a longo prazo da espécie, servir de base para a elaboração de planos recuperação por parte das Comunidades Autónomas e actuar como um marco de referência para a coordenação de acções de conservação.

Como situação de partida, refere-se a ocorrência de 500 a 1000 indivíduos e uma crescente preocupação sobre o futuro do lince-ibérico, definindo 13 linhas de actuação prioritárias para a conservação da espécie (a rever de quatro em quatro anos) (Arranz *et al.* 1999):

- Promover a coordenação entre os responsáveis pela conservação da espécie;
- Proteger e restaurar o habitat;
- Reduzir o isolamento populacional;
- Incrementar as populações de coelho-bravo;
- Evitar a mortalidade não natural, nomeadamente por atropelamento, furtivismo e armadilhas;
- Investigar;
- Monitorizar;
- Definir e implementar programas de criação em cativeiro;
- Sensibilizar das populações;
- Desenvolver uma normativa específica, para actuação de forma política e legal;
- Promover o fluxo de informação entre as entidades envolvidas;
- Definir os recursos materiais e financeiros necessários à implementação da estratégia.

Plano de Recuperação do lince-ibérico na Extremadura

Da responsabilidade da Dirección General del Medio Ambiente de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, este plano assume como propósito evitar o declínio e a extinção das populações de lince-ibérico na Extremadura espanhola e contribuir, se possível, para a conservação e recuperação da espécie na Península Ibérica a longo prazo. Neste contexto, este plano inclui, para além dos objectivos na estratégia nacional para a espécie (Junta de Extremadura, 2004):

- Assegurar a conservação do habitat natural de que depende espécie no presente e nas zonas que possam vir a ser recolonizadas no futuro;
- Envolver proprietários e associações de caçadores na conservação da espécie;

- Fomentar a coordenação entre as diferentes instituições públicas e privadas que desenvolvam ou financiem acções que possam causar impactes negativos nas populações de lince-ibérico.

Este plano abrange a área de distribuição da espécie na Extremadura, áreas contíguas cujo habitat seja adequado para a espécie, áreas consideradas como corredores de conexão entre áreas com habitat favorável para a espécie, podendo estender-se a qualquer área onde seja detectada a presença da espécie.

A execução deste plano depende da sua inclusão nos planos de actividades e respectivos orçamentos.

Estratégia de Conservação do lince-ibérico na Andalucía

Nesta estratégia definem-se como objectivos gerais, com vista à conservação da espécie a longo prazo:

- Manter os núcleos de lince-ibérico identificados, Serra de Cardeña-Andújar e Doñana (Junta de Andalucía, 2004);
- Eliminar progressivamente as causas de mortalidade não natural;
- Apoiar e desenvolver a reprodução em cativeiro;
- Incrementar e seleccionar áreas favoráveis à reintrodução;
- Promover a sensibilização das populações e a divulgação.

Para atingir estes objectivos foram definidos cinco planos específicos, com acções concretas, prioridades de implementação, entidades envolvidas e orçamento necessário à sua implementação, a designar:

1. Plano de gestão e recuperação,
2. Plano de coordenação e comunicação,
3. Plano de criação em cativeiro,
4. Plano de reintrodução,
5. Plano de investigação.

Plano de acção para a conservação do lince-ibérico em Portugal

Com base na Resolução do Conselho de Ministros nº 152/2001, de 11 de Outubro, foi elaborada uma proposta de plano de acção para a conservação do lince-ibérico em Portugal, actualizável a cada cinco anos, tendo como base os seguintes princípios (Sarmiento *et al.* 2002):

- Usar a melhor informação científica disponível sobre a espécie,
- Actuar de uma forma conservadora no que se refere às alterações de habitat,

- Considerar os requisitos de habitat de outras espécies,
- Desenvolver um plano de acção pro-activo e útil para conservar o lince-ibérico na sua área de distribuição histórica, em articulação com a Estratégia para a Conservação do Lince-ibérico em Espanha.

As acções propostas no plano são destinadas a áreas com adequabilidade ou que poderão ser melhoradas para uma futura reintrodução da espécie, independentemente de serem áreas classificadas ou não. Sugere-se que as acções sejam implementadas em habitats de dispersão e de reprodução, principalmente em zonas de fronteira entre Portugal e Espanha. Por esta razão, o plano alerta para a importância da cooperação com Espanha para assegurar o seu sucesso.

No entanto, este documento estratégico mantém-se em apreciação na Secretaria de Estado do Ambiente, não tendo ainda sido aprovado, nem promulgado.

4. Objectivos

O objectivo geral deste estudo é avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para o lince-ibérico, nas diferentes fases do seu ciclo de vida.

A área em estudo integra a Rede Natura 2000 devido à existência de habitats prioritários para a conservação, propícios à ocorrência de espécies ameaçadas, nomeadamente do lince-ibérico. Para além disso, a área é contígua às regiões espanholas da Extremadura e Andaluzia onde existem populações reprodutoras da espécie.

Especificamente, pretende-se com este trabalho alcançar os seguintes objectivos:

- Avaliar a presente adequabilidade do Sítio para a espécie nas fases de dispersão, residência e reprodução;
- Calcular a actual capacidade de carga do meio para um cenário de residência e reprodução da espécie;
- Determinar os principais factores limitantes para a ocorrência da espécie na região;
- Definir as medidas de gestão do habitat que, à escala local e regional, propiciem a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos e que contribuam para aumentar a sua capacidade de carga para o lince-ibérico;
- Contribuir para a adequação das medidas de conservação propostas a nível nacional/ibérico no sentido de viabilizar a recuperação das populações de lince-ibérico a nível local/regional.

Em última instância pretende-se que este trabalho seja um contributo para a conservação da espécie, na medida em que propõe um conjunto de acções que poderão dotar o Sítio Moura-Barrancos das condições necessárias para a ocorrência da espécie em questão. Tendo em conta a assinatura do Acordo de Cooperação entre Portugal e Espanha para o Programa de Reprodução em Cativeiro do Lince-Ibérico a 31 de Agosto de 2007, a existência de locais com habitat adequado e abundância de presas é imprescindível para a libertação no meio natural de animais criados em cativeiro. Uma vez implementadas as medidas propostas no Sítio Moura-Barrancos, este poderá ser uma das áreas com melhores condições ecológicas para acolher animais.

zona integra-se na região bioclimática pré-mediterrânica, que se caracteriza por apresentar verões quentes e invernos frios, com um regime pluviométrico marcado por uma elevada sazonalidade e escassez de chuvas (RIBEIRO *et al.* 1988).

O Sítio caracteriza-se por um interessante mosaico paisagístico, devido quer à existência de uma considerável diversidade fisiográfica e geológica, quer ao ancestral uso agro-pastoril, registando-se a presença de 19 habitats naturais e semi-naturais classificados, constantes do Anexo B-I do Decreto-lei 49/2005.

Nas encostas mais declivosas, *eg.* complexo das serras Adiça-Ficalho-Malpique-Preguiça, dominam os matos, enquanto que as áreas mais planas são dominadas pela Azinheira *Quercus rotundifolia*, num gradiente de densidade e grau de utilização, desde o montado de azinho (6310) ao azinhal (9340) (ICN 2006).



Mosaico paisagístico característico do Sítio Moura-Barrancos.

A presença de carrascais (5330), piomais e uma importante extensão de pastagens espontâneas vivazes (6220*) interdispersos, resultam do uso agrícola e pastoril tradicional e extensivo dos antigos azinhais. Em áreas de maior pluviosidade ocorrem também montados de sobreiro (6310) e bosquetes de sobreiro *Quercus suber* (9330) (ICN 2006).

A vegetação rupícola termófila tem uma expressão significativa nos ambientes rochosos. A presença de afloramentos calcários em associação com uma extensão siliciosa, dominada por xistos e grauvaques, concede particularidades à vegetação, ocorrendo carrascais basófilos, de estevais de *Cistus albidus* e de

vegetação herbácea com interesse para a conservação, eg. arrelvados vivazes xerófilos, frequentemente ricos em orquídeas (6210) (ICN 2006).

Estão também presentes linhas de água de regime torrencial, por vezes entre margens escarpadas, eg. rio Ardila, rib^a do Múrtega e do Murtigão, com uma interessante vegetação associada (ICN 2006). O principal curso de água presente no Sítio é o rio Ardila, destacando-se também as ribeiras do Murtigão, Múrtega, Toutalga e Safareja pelo seu bom estado de conservação (Figura 3).

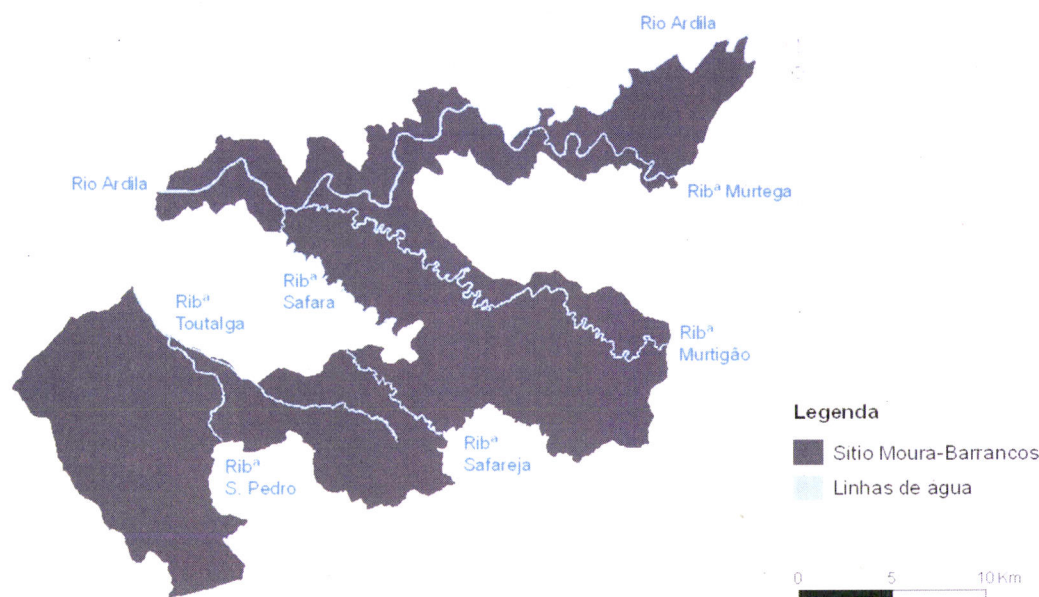


Figura 3. Principais linhas de água existentes na área de estudo.

Quanto à biodiversidade que encerra, ocorrem no Sítio diversas espécies constantes do Anexo B-II do Decreto-lei 49/2005, entre as quais se encontram duas espécies de flora e 17 espécies de fauna. É um dos Sítios mais importantes para a conservação espécies de peixes autóctones e de quirópteros, nomeadamente das espécies cavernícolas, sendo também um local de ocorrência histórica de lince-ibérico *Lynx pardinus* (ICN 2006).

Em termos de população humana presente na região, regista-se uma reduzida densidade populacional nos quatro concelhos abrangidos pela área de estudo. Nos dois concelhos que abrangem mais de 95% da área, Barrancos e Moura, a densidade populacional é de 10,3 habitantes/km² e 17,1 habitantes/km², respectivamente, enquanto que a média da média nacional é de 114,8 habitantes/km² e do Alentejo 24,3 habitantes/km² (INE, 2006).

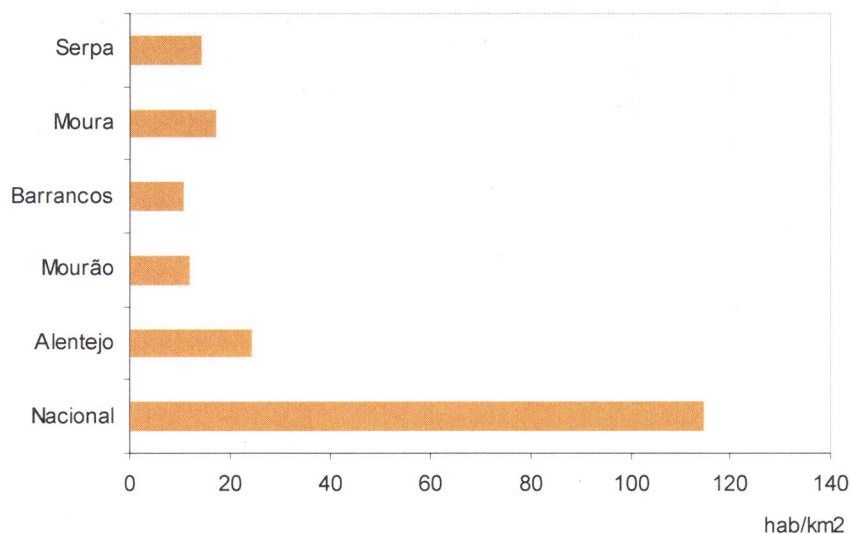


Figura 4. Densidades populacionais dos concelhos abrangidos pela área de estudo, do Alentejo e do País.

No que se refere à rede viária existente, tal como se pode constatar na Figura 5, a área de estudo é atravessada por várias estradas pavimentadas, que apresentam porém um tráfego reduzido, devido sobretudo à baixa densidade populacional que caracteriza a região. A zona oriental da área é atravessada por um menor número de estradas pavimentadas do que a zona ocidental, caracterizando-se, portanto, por apresentar uma menor perturbação causada pelo trânsito de viaturas.

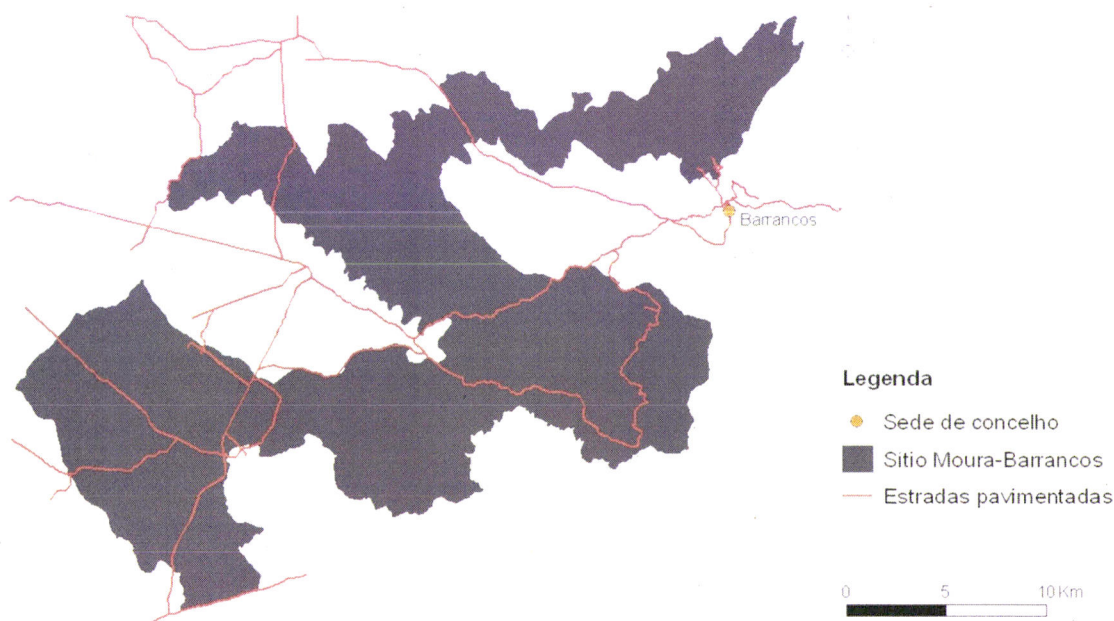


Figura 5. Estradas pavimentadas presentes na região.

Apesar de não existirem evidências de populações estáveis de lince-ibérico em Portugal, existem locais em território nacional que mantêm características adequadas para a ocorrência da espécie ou susceptíveis de serem optimizadas, sendo cruciais para assegurar o equilíbrio meta-populacional dos núcleos históricos, no contexto ibérico (ICN 2006). Nestas áreas deverão ser implementadas um conjunto de medidas que conservem ou incrementem as condições ecológicas para a espécie, sendo de destacar o Sítio Moura-Barrancos pela sua localização transfronteiriça com a comunidade autónoma espanhola de Andaluzia (ICN 2000).

Para além de ser um local de ocorrência histórica de lince-ibérico (Delibes *et al.* 2000), o Sítio mantém em condições de conservação razoáveis áreas relevantes de habitats favoráveis para a sua presença ou susceptíveis de serem optimizadas, de forma a promover a recuperação da espécie ou a permitir a sua reintrodução a médio/longo-prazo (ICN 2006). Para além disso, o Sítio constitui uma zona de continuidade ecológica com a Serra Morena Ocidental em território espanhol, região de ocorrência confirmada para a espécie (Delibes *et al.* 2000). Acresce o facto de existir a possibilidade de indivíduos dispersantes de Doñana atingirem esta área (ICN 2000).

Neste contexto, o Sítio Moura Barrancos assume uma importância vital para o lince-ibérico e apresenta um especial interesse de conservação, no sentido de assegurar a existência de condições ecológicas adequadas a uma eventual recolonização da espécie ou a uma futura reintrodução.

6. Metodologia

Com o objectivo de avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para diferentes fases do ciclo de vida do lince-ibérico, foram seleccionados os descritores que condicionam a presença da espécie, de acordo com os diversos estudos realizados que permitem conhecer os seus requisitos para dispersar, residir e reproduzir-se.

Todas as variáveis consideradas (Tabela 3) foram compiladas e integradas num sistema de informação geográfica (SIG), com recurso ao software ArcGis 9.1 (Licença nº EVA841531364).

Para cada descritor foi criado um raster com pixéis de 50 x 50 m. A dimensão do pixel foi definida de forma a evitar perda de informação, que pode ser originada quando o tamanho do pixel é demasiado grande, e um processamento demasiado lento, consequência de pixéis demasiado pequenos (NCDENR/DCM, 2005).

6.1. Caracterização dos descritores

Proximidade a povoações (POV)

A densidade de núcleos urbanos permanentemente habitados, por menores que sejam, é um factor de perturbação à espécie (Heredia *et al.* 1998).

Com base no Atlas do Ambiente Digital (Instituto do Ambiente), foi criada uma *shapefile* com os núcleos populacionais mais próximos da área de estudo, presentes nas cartas militares 1:25 000 da área de estudo. A partir desta *shapefile* foi criada a variável distância a povoações, através do comando *Multiple ring buffer* (ArcGis 9.1.- Analysis Tools – Proximity), tendo-se definido cinco classes de proximidade (Figura 6).



Figura 6. Proximidade a povoações.

Proximidade a estradas (EST)

A proximidade a estradas é largamente reconhecida como factor de perturbação para inúmeras espécies, sendo mesmo referida como uma das maiores ameaças para o lince-ibérico por diversos autores, nomeadamente na fase de dispersão dos sub-adultos (Litvalis *et al.* 1996, Gaona *et al.* 1998, Heredia *et al.* 1998, Delibes *et al.* 2000, Fernández *et al.* 2003, Mata 2004, Sarmiento *et al.* 2004).

Com base nas cartas militares 1:25 000 (Série M888) foram cartografadas as estradas pavimentadas presentes na área de estudo e na zona envolvente, à escala 1:10 000. A partir desta *shapefile* foi criada a variável distância a estradas através do comando *Multiple ring buffer* (ArcGis 9.1.- Analysis tools – Proximity), tendo-se definido 5 classes de proximidade (Figura 7).

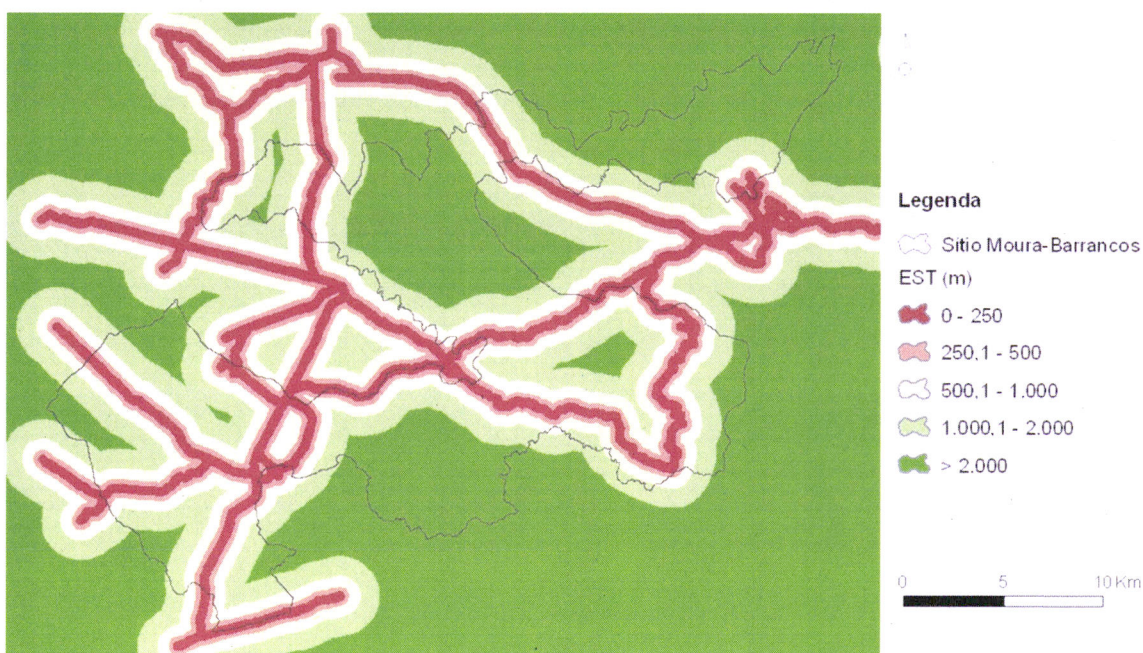


Figura 7. Proximidade a estradas.

Regime cinegético (CIN)

De acordo com a informação fornecida pela DGRF, a *shapefile* com o regime cinegético da área de estudo foi classificada de acordo com a potencial perturbação causada sobre o Lince-ibérico.

Foi considerado que áreas de terreno livre teriam uma elevada pressão cinegética, uma vez que não estão sujeitas a qualquer tipo de gestão. De seguida, surgem as zonas de caça associativa, em que a gestão é dirigida para as espécies cinegéticas de pequeno porte, com recurso frequente a métodos de controlo de predadores selectivos e não selectivos, constituindo uma das principais causas de mortalidade não natural do lince-ibérico (Ferrerias *et al.* 1992, Heredia *et al.* 1998,). As zonas de caça turísticas e nacionais foram classificadas como sendo o regime cinegético menos perturbador, uma vez que a gestão destas áreas é dirigida para as espécies cinegéticas de grande porte, não havendo normalmente controlo de predadores. A perturbação causada nestas áreas pode ser significativa mas pontual, limitando-se aos dias em que se realizam batidas e montarias.

As zonas de regime livre ocupam 40% do Sítio Moura-Barrancos, as zonas de caça associativa estão presentes em apenas em 6%, enquanto que as zonas de caça turística ocupam mais de 50% da área (Figura 8).



Figura 8. Regime cinegético presente no Sítio Moura-Barrancos(ZC = Zona de Caça).

Abundância de coelho-bravo (COE)

Face à importância desta espécie como recurso trófico para o lince-ibérico (Delibes 1980, Delibes *et al.* 2000, Palomares 2001a, Palomares *et al.* 2001), no âmbito deste trabalho foi realizada uma amostragem para avaliar a densidade de coelho-bravo na área de estudo, através da contagem de latrinas em transectos lineares. Vários autores referem a utilização deste método indirecto como adequado para obter uma aproximação aceitável da abundância de coelho-bravo em amostragens de larga escala (e.g. Palomares 2001b, Tarroso *et al.* 2006).

À área de estudo foi sobreposta uma grelha de quadrículas 1x1 Km (sistema de projecção GAUSS, elipsóide Hayford Datum Lisboa) excluindo-se as quadrículas em que a área de estudo ocupava menos de 50% da quadrícula. Das 423 quadrículas resultantes, foram seleccionadas aquelas que apresentavam mais de 10% de habitat favorável para o coelho-bravo, tendo-se considerado para este efeito as classes de uso do solo: ribeiras, matos baixos, matos altos, montado com matos baixos, montado com matos altos, habitat rupícola, pinhal e eucaliptal, com base na cartografia realizada também no âmbito deste trabalho.

Nas 298 quadrículas que cumpriram este requisito fez-se uma selecção alternada das quadrículas a amostrar, reduzindo a amostragem para 149 quadrículas, como ilustrado na Figura 9.

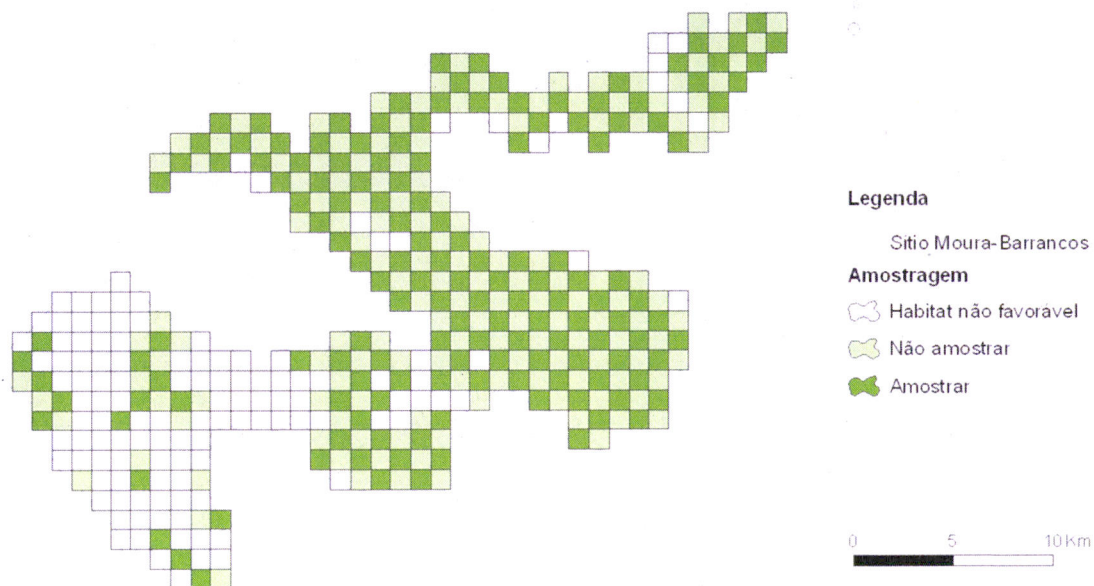


Figura 9. Quadrículas 1x1km com mais de 10% de habitat favorável para o coelho-bravo, com indicação das seleccionadas para amostragem.

Das 149 quadrículas seleccionadas para a amostragem, apenas foi possível amostrar as 129 quadrículas (87%) indicadas na Figura 10, devido aos seguintes factores:

- inexistência de acessos, nesta situação tentou-se, sempre que possível, efectuar a amostragem numa quadrícula adjacente;
- quadrículas inseridas em propriedades vedadas, não tendo sido possível o contacto com o proprietário para solicitar autorização em tempo útil;
- acesso à propriedade negado.

Os trabalhos de campo decorreram durante os meses de Março e Abril (época que corresponde às maiores necessidades alimentares do lince-ibérico), tendo sido realizados transectos de 500 m em caminhos de terra batida, em cada uma das quadrículas amostradas, registado-se o número de latrinas e de dejectos dispersos.

Nas 129 quadrículas amostradas, 51 quadrículas (39,5%) não apresentaram qualquer indício de presença de coelho-bravo e 78 quadrículas (60,5%) apresentaram indícios, sendo que das quadrículas com presença de indícios, 35 (27,1%) apresentaram apenas dejectos dispersos e 43 apresentaram latrinas (33,3%) (Figura 11).

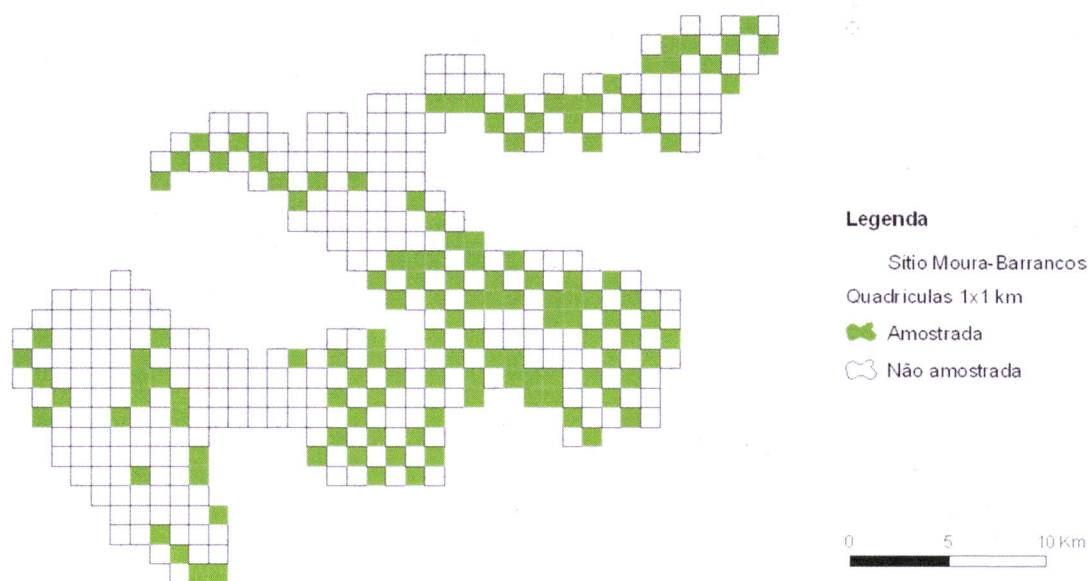


Figura 10. Quadriculas 1x1 km onde foi realizada a amostragem de coelho-bravo.

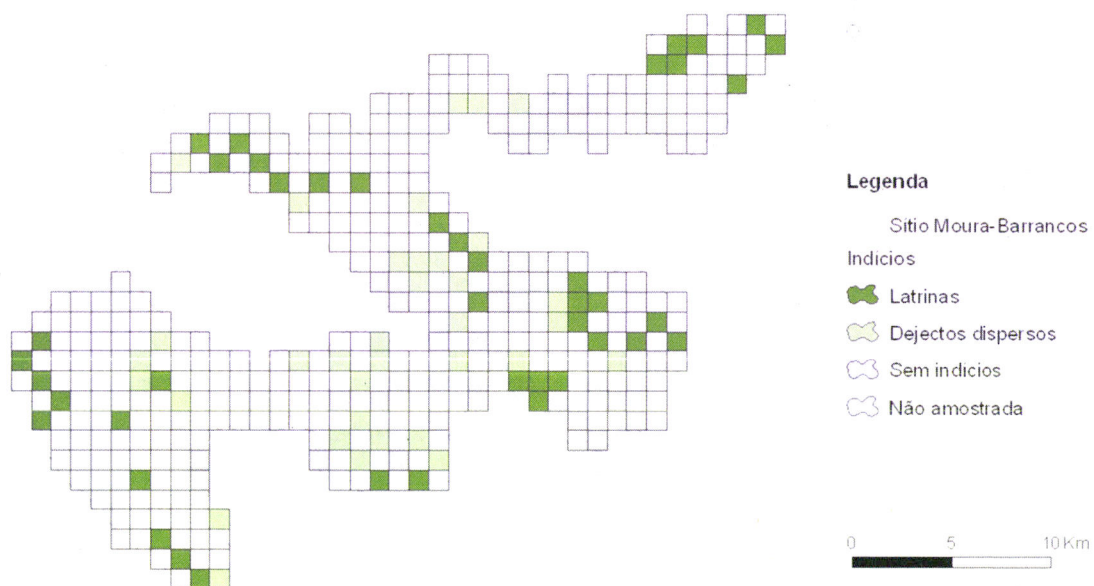


Figura 11. Indícios de presença registados nas quadriculas 1x1 km amostradas para coelho-bravo.

Regista-se uma diferença significativa entre o número de quadriculas com presença de indícios (60,5%) e o número de quadriculas com presença de latrinas (33,3%). Por esta razão, e de modo a evitar uma sobre-valorização dos resultados, a análise de probabilidade de abundância de coelho-bravo foi realizada apenas com base no número de latrinas registado na amostragem (Figura 12).

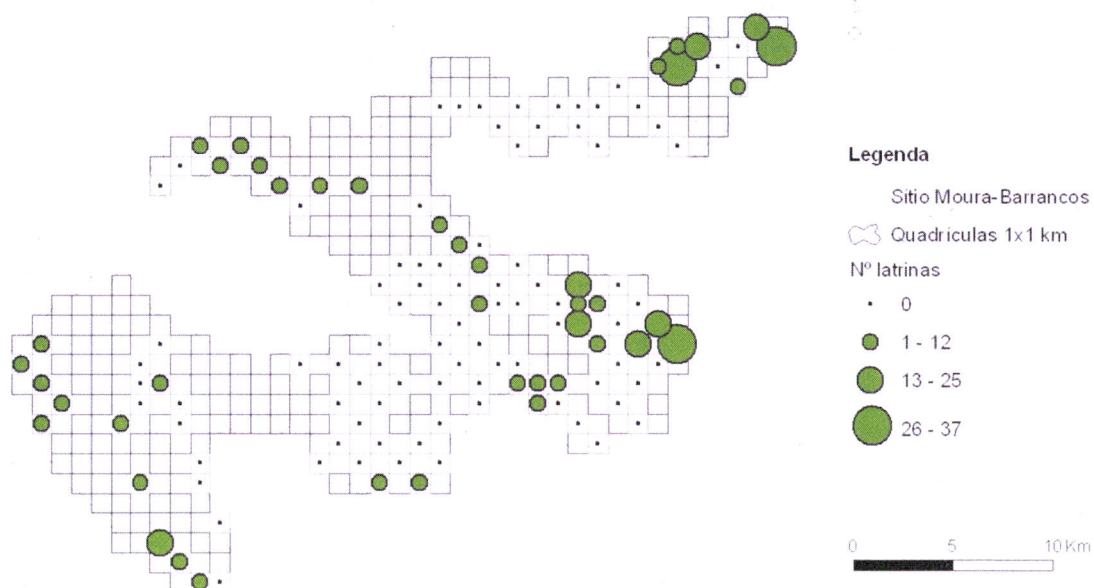


Figura 12. Número de latrinas de coelho-bravo registado por quadrícula.

Utilizando a função *kernel density* (ArcGis 9.1.- Spatial Analyst Tools – Density), foi construído um mapa de probabilidade de abundância de coelho-bravo para o Sítio Moura-Barrancos.

Seguindo a metodologia utilizada por Sarmiento *et al.* (2003) na Serra da Malcata, estimou-se a abundância de coelhos por hectare existente na área de estudo, através do cálculo do índice de abundância (IA) e da densidade (coelhos/ha) (Sarmiento & Cruz 1998 in Sarmiento *et al.* 2003):

$$IA = \frac{12,1 N1 + 5,1N2 + N3}{D}$$

D

Sendo

N1 = nº de latrinas com 20-50 dejectos

N2 = nº de latrinas com 51-125 dejectos

N3 = nº de latrinas com mais de 125 dejectos

D = distância percorrida

$$\text{Densidade (coelhos /ha)} = -3.76 + 3.918 \log (IA)$$

Para cada uma das zonas de probabilidade de abundância, e utilizando o número de latrinas detectado e o número de quilómetros percorridos em cada uma delas, foi estimada a densidade de coelho por hectare, recorrendo à metodologia supracitada.

Para a globalidade da área de estudo a densidade de coelho-bravo estimada foi de 3,89 coelho/ha. Nas zonas de elevada probabilidade de abundância estimou-se uma densidade de 5,45 coelhos/ha, para as zonas de probabilidade de abundância moderada 3,69 coelhos/ha e 0,69 coelhos/ha para as zonas de reduzida probabilidade de abundância.

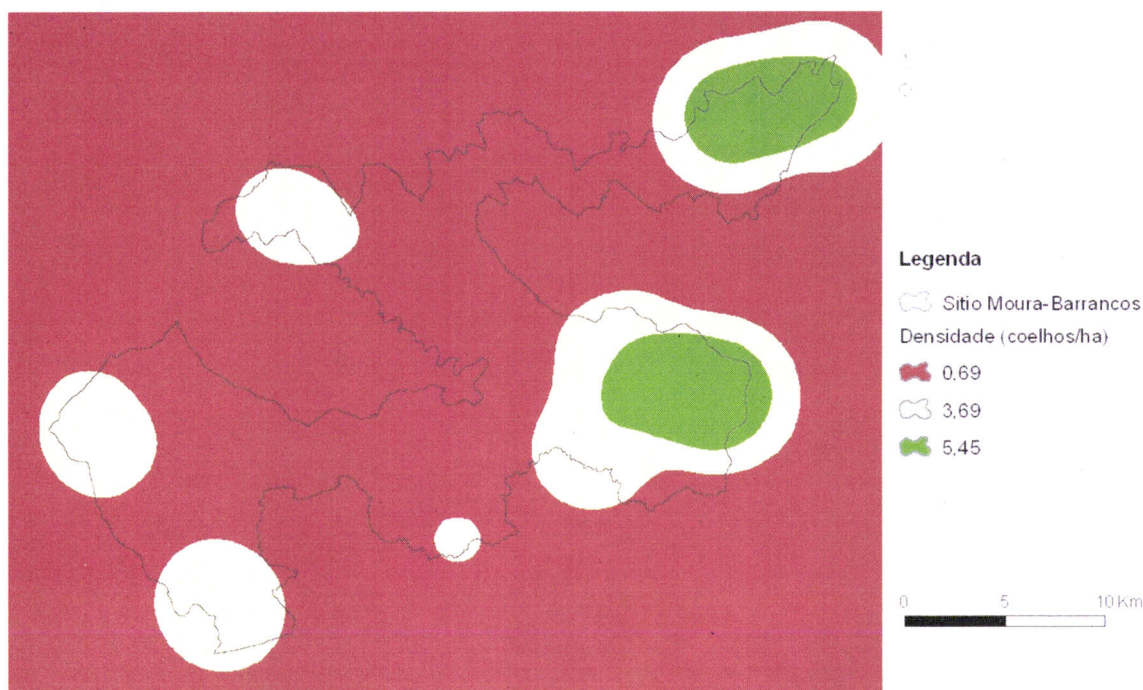


Figura 13. Densidade de coelho-bravo estimada para a área de estudo.

Da interpretação da Figura 13, destacam-se duas zonas com elevada probabilidade de abundância, correspondendo às herdades das Russianas/Coitadinha e do Perímetro Florestal da Contenda. Nos limites ocidentais do Sítio Moura-barrancos destacam-se também três núcleos com uma probabilidade de abundância média, que correspondem às Serras de Adiça-Ficalho, Serras de Malpique-Preguiça.

Uso do solo (USO)

Apesar de inicialmente ter sido previsto recorrer à cartografia já existente, realizada por Ferreira (2003), concluiu-se que a mesma não detinha o detalhe necessário para a realização do presente trabalho. Assim, procedeu-se à cartografia do Sítio Moura-Barrancos a partir de ortofotomapas de 2002 disponibilizados gratuitamente pelo ex-INGA (Instituto Nacional de Garantia Agrária) através do ICN (Instituto de Conservação da Natureza).

Tendo por base os 80 ortofotomapas que incluem o Sítio Moura-Barrancos, foram cartografadas as manchas de uso do solo presentes na área de estudo à escala 1:5 000, com recurso ao software ArcGis 9.1. Os polígonos criados foram posteriormente validados em 61,60% da área, através de saídas de campo, e em 7,45% da área, por comparação com a cartografia fornecida pela Direcção Regional de Recursos Florestais para a Herdade da Contenda.

As parcelas de habitat foram agrupadas em 15 classes, conforme expresso na Figura 14. Refira-se que os matos presentes na área foram classificados em duas categorias: matos baixos (altura inferior a 1,5 m) e matos altos (altura superior a 1,5 m).

A partir deste descritor foram criadas diversas *shapefiles*, necessárias para a análise da adequabilidade do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos, como a seguir se descreve.

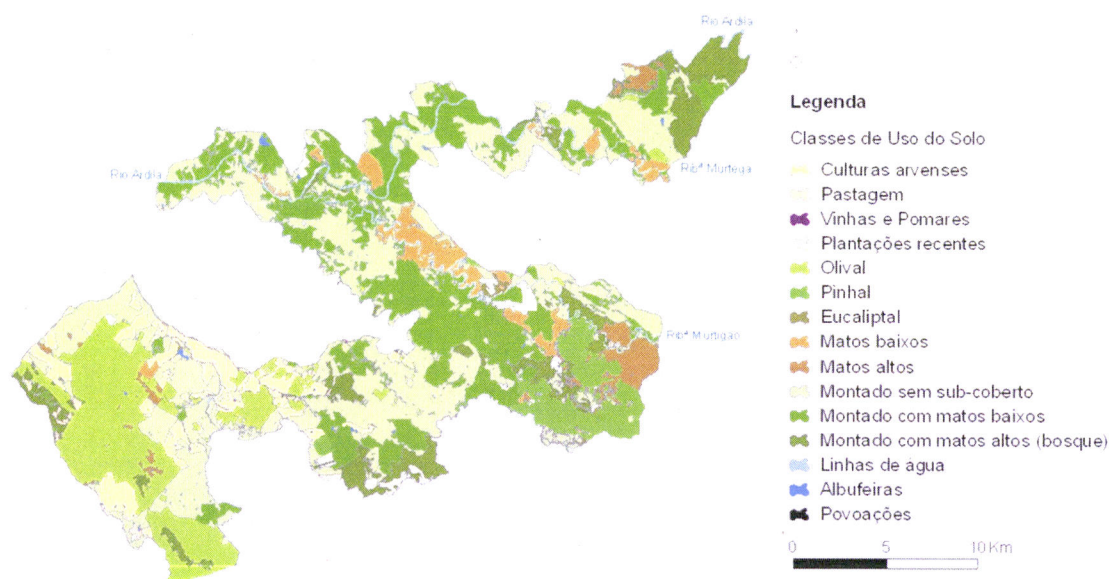


Figura 14. Parcelas de uso do solo no Sítio Moura-Barrancos.

Zonas contínuas de matos altos (ZCM)

Para esta variável e seguintes, definiu-se como matos altos as parcelas de uso do solo correspondentes às classes “matos altos” e “montado com matos altos”. Como zona contínua definiu-se o conjunto de parcelas que distam entre si menos de 250 m (Figura 15).

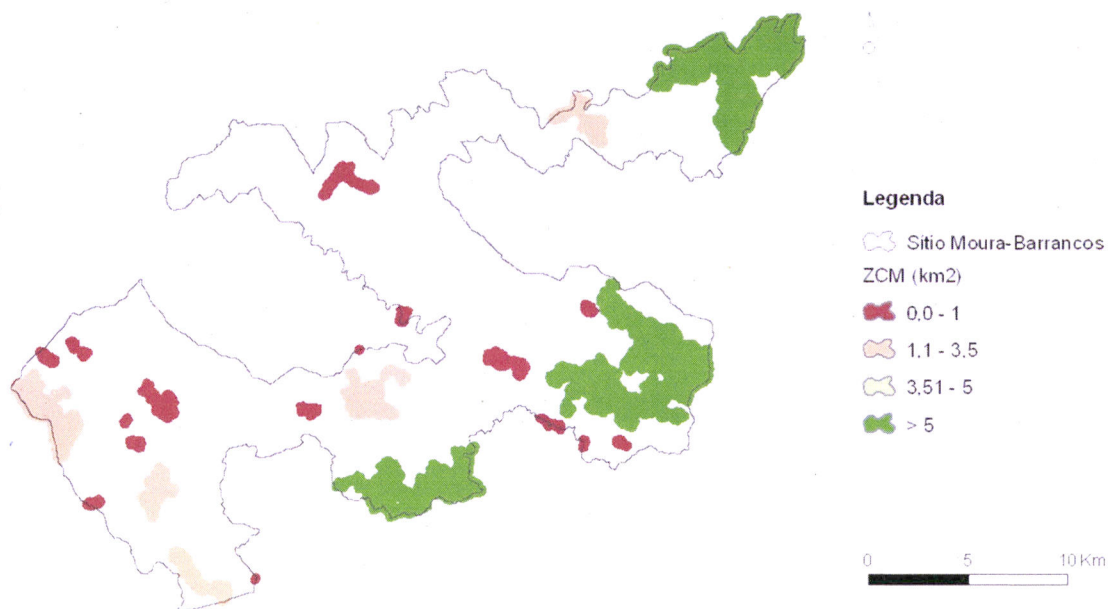


Figura 15. Zonas contínuas de matos altos presentes na área

Proximidade a parcelas de matos com área superior a 300 m² (PPM)

Para calcular esta variável, foram consideradas as parcelas de matos altos com uma área superior a 300 m². A proximidade a estas parcelas foi calculada através do comando *Multiple ring buffer* (ArcGis 9.1.- Analysis tools – Proximity), tendo-se definido classes de distância com 1 km cada (Figura 16).

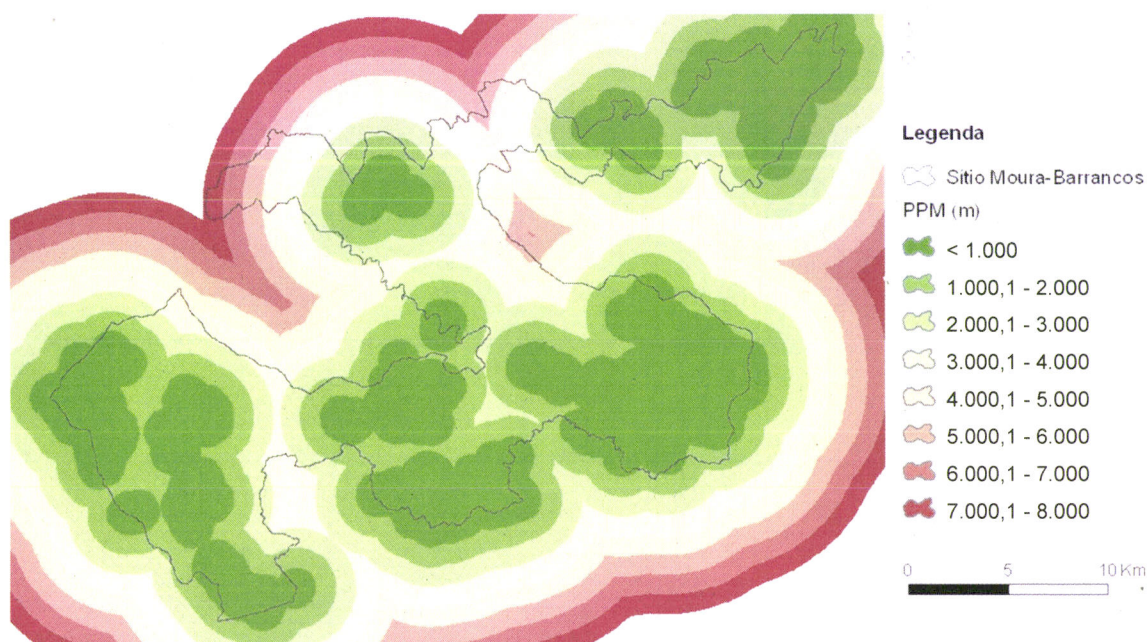


Figura 16. Proximidade a parcelas de matos com área superior a 300 m².

Proximidade a ribeiras e parcelas de matos com área superior a 300 m² (PRM)

Para calcular esta variável, foram consideradas as parcelas de ribeiras e matos altos com uma área superior a 300 m². A proximidade a estas parcelas foi calculada através do comando *Multiple ring buffer* (ArcGis 9.1.- Analysis tools – Proximity), tendo-se definido classes com 1 km cada (Figura 17).

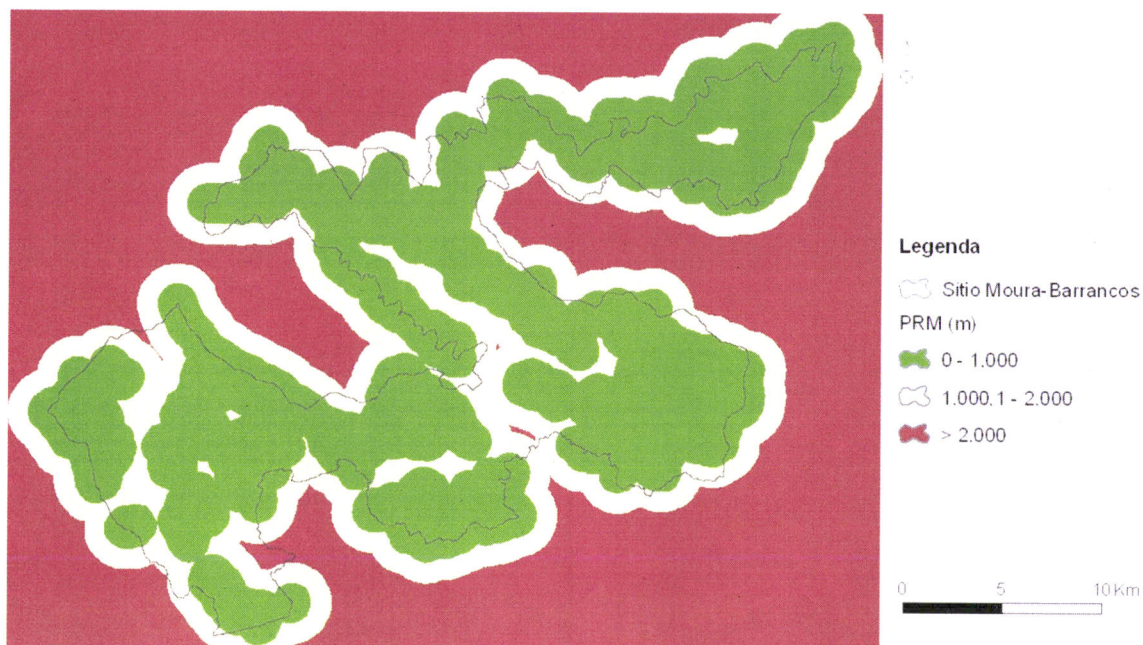


Figura 17. Proximidade a ribeiras e parcelas de matos com área superior a 300 m².

Densidade de orla (DOR)

Para determinar as zonas de orla, foi utilizada a extensão *Hawths tools* para o ArcGis 9.1., através do comando *Extract raster edge*. Para este efeito foi criado um raster com as zonas abertas e as zonas de refúgio, considerando-se como orla o limite entre cada tipo de zona. Para as zonas abertas foram considerados os usos do solo: olival, pastagem, montado sem sub-coberto. Para as zonas de refúgio foram considerados os usos do solo: matos altos, matos baixos, montado com matos altos, montado com matos baixos.

A densidade de orla foi calculada a partir desta *shapefile*, através do comando *Line Density* (ArcGis 9.1. – Spatial Analyst Tools – Density), definindo-se como raio de análise 1 000 m. A densidade de orla expressa em m/km² foi agrupada em três classes (método dos intervalos naturais), como se ilustra na Figura 18.

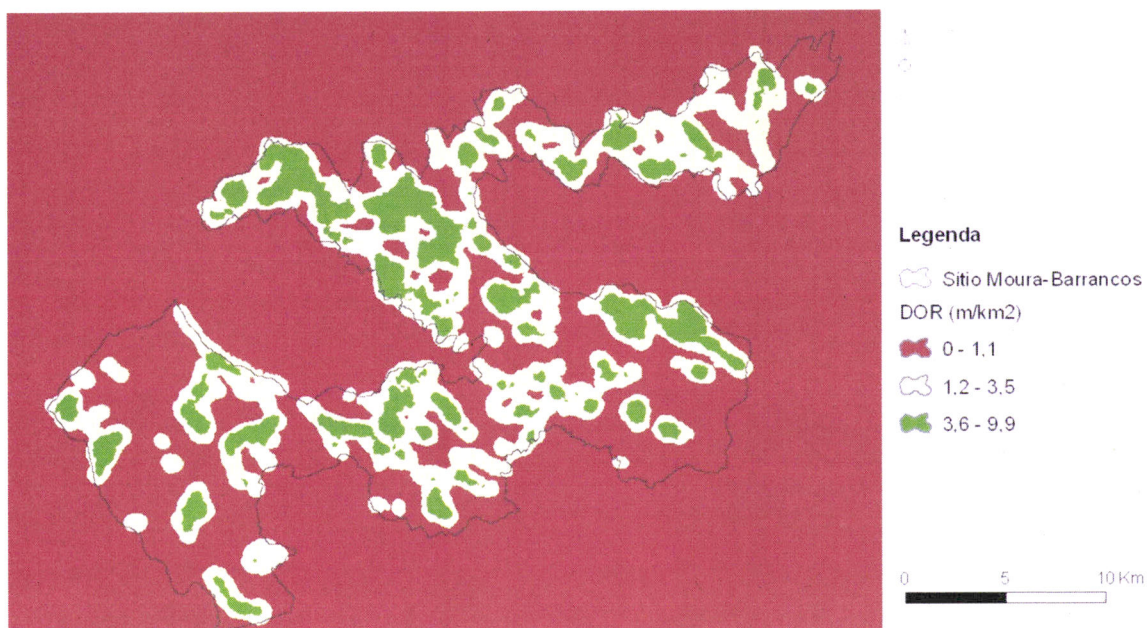


Figura 18. Densidade de orla.

Percentagem de coberto arbóreo (ARB)

Esta variável foi obtida pela classificação de cor dos pixels dos ortofotomapas recorrendo às ferramentas de análise multivariada do ArcGis. Através dos comandos *Iso Cluster*, para criação da *signature file*, e *Maximum Likelihood Classification* (ArcGis 9.1 – Spatial Analyst Tools – Multivariate) para a classificação, foi possível classificar em 50 cores os pixels de cada um dos 80 ortofotomapas que integram a área de estudo. As oito cores correspondentes às copas das árvores foram convertidas numa *shapefile* e posteriormente num raster com pixels de 5 x 5 m, o que permitiu simplificar a informação e eliminar os pequenos polígonos que não correspondiam a árvores.

Por sua vez estes ficheiros *raster* foram convertidos em pontos, permitindo calcular o número de pontos existente em cada uma das parcelas de uso do solo. Este cálculo não foi efectuado para a categoria de uso do solo “ribeiras” uma vez que muitos dos pixels correspondentes a água foram classificados com as cores correspondentes às copas das árvores. Também, para as categorias “matos baixos” e “matos altos” este cálculo não foi efectuado por não ser possível distinguir as mesmas.

O cálculo da percentagem de coberto arbóreo foi efectuado através da expressão:

$$\%CA = \frac{n \times 25}{a} \times 100$$

em que

n = número de pontos

a = área de cada parcela de uso do solo (m^2)

$25 (m^2)$ = área de cada *pixel*

Zonas utilizadas por indivíduos na fase de dispersão apresentam uma percentagem de coberto arbóreo entre 28,55 e 35,25%, enquanto nas áreas de residência de uma população reprodutora a percentagem varia entre 9,75 e 18,65% e nas áreas não utilizadas entre 37,12 e 41,08% (Palomares 2001a). Assim, na construção dos cenários de adequabilidade foram criadas cinco classes, de acordo com a Figura 19. Na Tabela 3 encontram-se as classificações atribuídas a este descritor, para as diferentes fases do ciclo de vida do lince-ibérico.

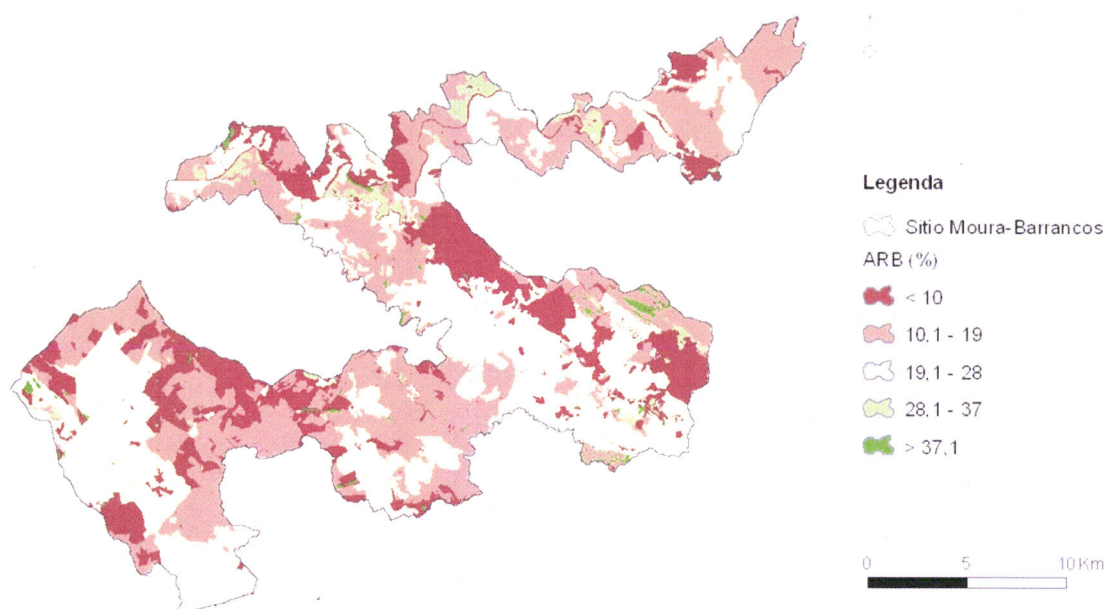


Figura 19. Percentagem de coberto arbóreo no Sítio Moura-Barrancos.

Proximidade a pontos de água (AGU)

Foram considerados como pontos de água as classes de uso do solo “albufeiras” e “ribeiras”, tendo sido criada uma *shapefile* com o comando *Multiple Ring Buffer* (ArcGis 9.1.- Analysis tools – Proximity). Uma vez que em zonas com adequabilidade para a instalação de territórios os pontos de água devem estar afastados entre si no máximo de 1 a 2 km (Palomares *et al.* 2001), foram definidas três classes de proximidade, de acordo com a Figura 20.

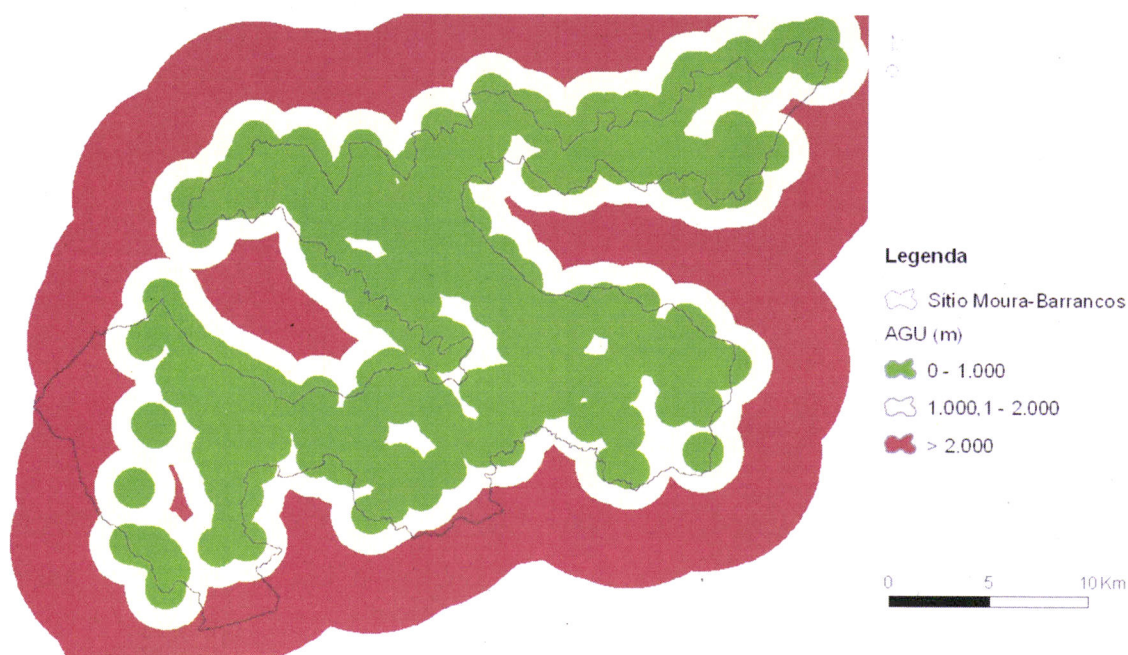


Figura 20. Proximidade a pontos de água.

Perturbação (PER)

Vários factores relacionados com as actividades humanas estão descritos na bibliografia como representando ameaças sérias à conservação do lince-ibérico, entre eles o atropelamento em estradas pavimentadas e as práticas cinegéticas ilegais (Ferrerias *et al.* 1992, González Oreja 1998, Ferrerias *et al.* 2004).

Assim, foi criado o descritor "perturbação" (Figura 21) com base nos descritores individuais: POV, EST e CIN, utilizando a ferramenta *Weighted Overlay* (ArcGis 9.1 – Spatial Analyst Tools – Overlay), sendo utilizado como variável nas análises posteriores.

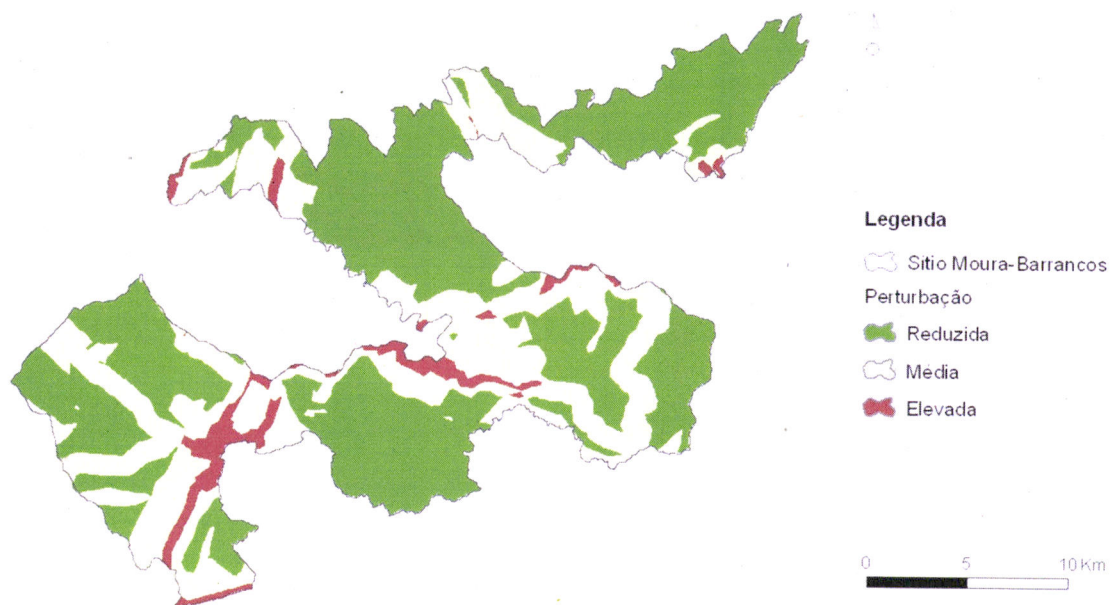


Figura 21. Perturbação existente no Sítio Moura-Barrancos.

O descritor traduz a melhor localização para a instalação de territórios face aos factores de perturbação humana. Assim, as áreas de menor perturbação são aquelas que estão simultaneamente a uma maior distância das estradas, a uma maior distância das povoações e sujeitas a uma menor pressão cinegética.

Tabela 3. Descritores utilizados para avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para o lince-ibérico e classificação atribuída, numa escala crescente de adequabilidade.

Sigla	Descritor	Classes	
POV	Proximidade a povoações	1 - [0 - 250 m 2 -]250 - 500 m] 3 -]500 - 1 000 m] 4 -]1 000 - 2 000 m] 5 - > 2 000 m	
EST	Proximidade a estradas	1 - [0 - 250 m 2 -]250 - 500 m] 3 -]500 - 1 000 m] 4 -]1 000 - 2 000 m] 5 - > 2 000 m	
CIN	Regime cinegético	1 - regime livre 2 - zonas de caça associativa 3 - zonas de caça turística e nacional	
COE	Abundância de coelho-bravo	1 - reduzida (0,69 coelhos/ha) 2 - média (3,69 coelhos/ha) 3 - elevada (5,45 coelhos/ha)	
USO	Uso do solo	Culturas arvenses, pastagem, vinhas e pomares, plantações recentes, olival, pinhal, eucaliptal, matos baixos, matos altos, montado sem sub-coberto, montado com matos baixos, montado com matos altos (bosque), linhas de água, albufeiras e povoações.	
ZCM	Zonas contínuas de matos altos	1 - [0 - 1 km] 2 -]1 - 3,5 km] 3 -]3,5 - 5 km] 4 - > 5 km	
PPM	Proximidade a parcelas de matos com área superior a 300 m ²	1 - > 8 000 m 2 -]7 000 - 8 000 m] 3 -]6 000 - 7 000 m] 4 -]5 000 - 6 000 m] 5 -]4 000 - 5 000 m] 6 -]3 000 - 4 000 m] 7 -]1 000 - 2 000 m] 8 - [0 - 1 000 m]	
PRM	Proximidade a ribeiras e parcelas de matos com área superior a 300 m ²	1 - > 2 000 m 2 -]1 000 - 2 000 m] 3 - [0 - 1 000 m]	
DOR	Densidade de orla	1 - [0 - 1,1 m/km ²] 2 -]1,1 - 3,5 m/km ²] 3 -]3,5 - 9,9 m/km ²]	
ARB	Percentagem de coberto arbóreo	Dispersão 1 - < 10% 2 -]10 - 19 %] 3 -]19 - 28 %] 4 -]28 - 37 %] 1 - > 37 %	Reprodução 1 - < 10% 4 -]10 - 19 %] 3 -]19 - 28 %] 2 -]28 - 37 %] 1 - > 37 %
AGU	Proximidade a pontos de água	1 - > 2 000 m 2 -]1 000 - 2 000 m] 3 - [0 - 1 000 m]	
PER	Perturbação	1 - elevada 2 - média 3 - reduzida	

6.2. Avaliação da adequabilidade do habitat

Para analisar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para o lince-ibérico em diferentes fases do seu ciclo biológico utilizou-se a ferramenta *Weighted Overlay* (ArcGis 9.1 – Spatial Analyst Tools – Overlay), técnica vulgarmente utilizada para modelar a adequabilidade (Brito *et al.* 1999, Gonçalves 2006) e que aplica uma escala de valores comum a diferentes variáveis, permitindo uma análise integrada das mesmas (McCoy 2004). A ferramenta utilizada permite também atribuir diferentes pesos a diferentes variáveis (McCoy 2004), de acordo com a importância que assumem para a análise em causa.

Utilizando o *Weighted Overlay*, os mapas de adequabilidade obtêm-se através do somatório das diferentes variáveis multiplicadas pelos pesos atribuídos a cada uma delas (McCoy 2004).

6.2.1. Dispersão

A conservação do lince-ibérico requer habitats de boa qualidade onde os indivíduos possam residir e reproduzir-se e corredores ecológicos entre estas áreas, uma vez que a dispersão é essencial para a manutenção do equilíbrio de metapopulações (Rodríguez & Delibes, 1992; Gaona *et al.*, 1998).

Normalmente quando atingem um ano de idade, machos e fêmeas abandonam o território natal e dispersam para as áreas envolventes até encontrarem habitat adequado para aí estabelecerem o seu próprio território (Ferrerias 1994 in Gaona *et al.* 1998). Os indivíduos adultos também poderão dispersar quando os territórios de reprodução estão saturados (Ferrerias 1994 in Gaona *et al.* 1998).

A estrutura da vegetação dos locais de dispersão e dos locais não utilizados pela espécie difere apenas na altura do sub-coberto, superior nas áreas de dispersão, o que sugere que a espécie desloca-se através de locais que ofereçam maior protecção (Palomares 2001a).

Na fase de dispersão o lince-ibérico é menos selectivo (Palomares *et al.* 2000) e utiliza pequenas parcelas de vegetação (com um ou os dois eixos menores que 300 m), inseridas num mosaico de habitats, desde que caracterizadas por uma elevada densidade de matos altos. Segundo os mesmos autores, os indivíduos dispersantes usam habitats florestais importantes para as populações humanas, uma vez que constituem fontes de receitas, tais como plantações de pinheiros e de eucaliptos.

A necessidade destas parcelas é reforçada pelo facto da dispersão ocorrer em habitats com uma elevada presença humana (Ferrerias *et al.* 1992, in Palomares 2001a).

A mortalidade durante a fase de dispersão está directamente relacionada com causas antropogénicas, nomeadamente devido a caça ilegal, uso de armadilhas ilegais e atropelamento em estradas (Ferrerias *et al.* 2004). Em Doñana, apenas metade dos indivíduos dispersantes estabelecem território devido à elevada mortalidade e à limitada disponibilidade de habitat (Ferrerias *et al.* 2004). Apesar disso, os indivíduos dispersantes exploram vastas extensões e alcançam locais até 42 km de distância do seu território natal (Ferrerias 2001, in Ferrerias *et al.* 2004).

Um estudo realizado em Doñana por Palomares (2001a), indica que áreas visitadas por indivíduos dispersantes têm em média uma percentagem de coberto arbóreo de $31,9\% \pm 3,35\%$. Assim, a classe [28 - 37%] foi classificada como óptima na análise de adequabilidade para a dispersão do lince-ibérico na área de estudo.

Uma vez que todas as parcelas de matos altos presentes na área de estudo distam menos de 42 km entre si, este requisito não foi considerado na análise.

Para avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para a dispersão do lince-ibérico, foram considerados dois cenários. No primeiro (Dispersão A), foram tidos em conta os seguintes descritores, cujas classes de adequabilidade para a dispersão estão definidas na Tabela 3:

- densidade de coberto arbóreo,
- proximidade a parcelas de matos altos com área superior a 300 m²,
- perturbação.

Tendo em conta que as linhas de água representam corredores potenciais para a dispersão (Delibes *et al.* 2000), caso tenham uma galeria ripícola bem desenvolvida e/ou habitat rupícola, os pressupostos permitem a construção de um cenário alternativo, em que a variável "proximidade a parcelas de matos altos com área superior a 300 m²" é substituída pela variável "proximidade a ribeiras e parcelas de matos altos com área superior a 300 m²". Para este cenário (Dispersão B) foram tidos em conta os seguintes descritores, cujas classes de adequabilidade para a dispersão estão definidas na Tabela 3:

- densidade de coberto arbóreo,
- proximidade a ribeiras e parcelas de matos altos com área superior a 300 m²,
- perturbação.

Para ambos os cenários, foram atribuídos pesos idênticos a todas as variáveis.

6.2.2. Residência

Para determinar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para albergar lince residentes, e assumindo uma atitude conservadora, considerou-se como dimensão média de um território de lince-ibérico 10 km², já que a dimensão máxima dos territórios de indivíduos residentes é de cerca de 10 km² (Beltrán *et al.* 1992), sendo ligeiramente inferior para as fêmeas (10,3 km² para os machos e 8,7 km² para fêmeas - Ferreras *et al.* 1997).

Os territórios de residência apresentam um mínimo de 35% de matagal mediterrânico podendo chegar a 60% (Palomares *et al.* 2000). Percentagens inferiores (35-40%) podem albergar lince residentes se as manchas de matagal estiverem intercaladas com plantações de pinheiros ou pastagens contendo árvores dispersas de *Quercus* spp. Assim, cada território requer uma área de matagal mediterrânico mínima de 3,5 km², mas idealmente de 5 km² (Palomares *et al.* 2000). Outros biótopos podem substituir o matagal mediterrânico, desde que suportem uma elevada densidade de coelho-bravo e tenham um sub-coberto bem desenvolvido (Palomares *et al.* 2000)..

No cenário construído, e atribuindo peso idêntico a todas as varáveis, foram tidos em conta os seguintes descritores, cujas classes de adequabilidade estão definidas na Tabela 3:

- zona contínua de matos superior a 3,5 km²,
- densidade de coelho-bravo,
- reduzida perturbação.

6.2.3. Reprodução

Aparentemente apenas as fêmeas residentes conseguem ter sucesso reprodutor; no entanto não basta ser residente para se reproduzir, devendo o processo estar dependente de outros factores (Ferreras *et al.* 1997).

Existem diferenças entre os territórios de reprodução e as áreas de residência não utilizadas para reprodução da espécie, nomeadamente maior densidade de orla entre matos e pastagem, maior cobertura de matos altos, maior área ocupada por parcelas com sub-coberto denso, maior percentagem de pastagens favoráveis ao coelho-bravo. Pelo contrário, os territórios de reprodução não incluem plantações recentes de pinheiro Fernández *et al.* (2003).

Um estudo realizado em Doñana, demonstrou que os territórios de reprodução contêm 50-60% de matagal mediterrânico ou freixiais e 20% de orla entre matos e pastagem. Demonstrou também que os

habitats matagal mediterrânico e freixiais são preferidos, enquanto que as plantações de pinheiro e eucalipto são evitados, sendo os restantes habitats utilizados de forma proporcional relativamente à sua disponibilidade (Palomares *et al.* 2001). Para além disso, os locais utilizados por indivíduos reprodutores têm menor densidade de árvores, árvores mais baixas (oliveiras e sobreiros), maior densidade de sub-bosque e matos mais altos (Palomares 2001a). Os territórios de reprodução apresentam uma percentagem de coberto arbóreo média de $14,2 \% \pm 4,45\%$, enquanto que zonas não utilizadas apresentam valores de $39, \% \pm 1,98\%$ (Palomares 2001a). Assim, a classe]10 - 19 %] foi classificada como óptima para avaliar a adequabilidade para reprodução do lince-ibérico.

Os pontos de água são igualmente muito importantes, nomeadamente na estação seca, e idealmente deverão estar a uma distância máxima entre si de 1-2 km (Palomares *et al.* 2001).

No que diz respeito aos requisitos alimentares, a disponibilidade de presas poderá ser um dos factores que condiciona o sucesso reprodutor de fêmeas residentes (Ferrerias *et al.* 1997), sendo portanto uma condição imprescindível para garantir a viabilidade de uma população.

Por outro lado, os territórios de reprodução apresentam uma maior distância às estradas pavimentadas do que áreas de residência não utilizadas para reprodução (Fernández *et al.* 2003).

Com base no conhecimento obtido através do estudo das populações reprodutoras em território espanhol, foram analisados dois cenários para avaliar a adequabilidade do Sítio para a reprodução da espécie. Para efectuar esta análise foi considerado como requisito a elevada adequabilidade para residência (classe 3), descrita no sub-capítulo anterior (Cap. 6.2.3.). Num primeiro cenário (Reprodução A), foram tidos em conta os seguintes descritores, cujas classes de adequabilidade para a reprodução estão definidas na Tabela 3:

- percentagem de coberto arbóreo,
- proximidade a pontos de água,
- densidade de orla.

Neste cenário, foram atribuídas ponderações distintas a cada um dos descritores considerados, de acordo com a sua importância relativa. Neste sentido, considerou-se que a adequabilidade para residência tem uma importância acrescida, tendo-lhe sido atribuído maior peso (50%), seguindo-se a densidade de orla (20%) pela sua importância na fomento de presas e por último consideraram-se os descritores ARB e AGU com igual relevância (15%).

Em alternativa, foi analisado um outro cenário (Cenário B), no qual foi apenas excluída a variável ARB, uma vez que este descritor foi classificado tendo por referência um estudo realizado em Doñana

(Palomares 2001a), sendo que a estrutura da paisagem presente em Doñana é substancialmente diferente da existente no Sítio Moura-Barrancos.

Para o cenário B, as ponderações atribuídas a cada uma das variáveis consideradas foram de 50% para a adequabilidade para a residência, 35% para a densidade de orla e 15% para a proximidade a pontos de água.

As análises efectuadas para avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para as diferentes fases do ciclo de vida do lince-ibérico, bem como as variáveis utilizadas e pesos atribuídos, encontram-se resumidas na Tabela 4.

Tabela 4. Análises efectuadas recorrendo à técnica *Weighted Overlay*.

Cenários	Variáveis	Ponderação (%)
Dispersão A	Proximidade a parcelas de matos com área > 300 m ²	34
	Perturbação	33
	Densidade de coberto arbóreo	33
Dispersão B	Proximidade a ribeiras e parcelas de matos com área > 300 m ²	34
	Perturbação	33
	Densidade de coberto arbóreo	33
Residência	Abundância de coelho-bravo	33
	Zonas contínuas de matos superiores a 3,5km ²	34
	Perturbação	33
Reprodução A	Adequabilidade para residência	50
	Densidade de orla	20
	Densidade de coberto arbóreo	15
	Proximidade a pontos de água	15
Reprodução B	Adequabilidade para residência	50
	Densidade de orla	35
	Proximidade a pontos de água	15

7. Resultados e discussão da avaliação da adequabilidade do habitat

7.1. Fase de dispersão

A adequabilidade para dispersão do lince-ibérico (Figura 22) no Sítio Moura-Barrancos obteve-se sobrepondo os descritores PER, PPM e ARB.

As zonas que não apresentam adequabilidade para dispersão, registam simultaneamente elevada perturbação, reduzida proximidade a parcelas de matos altos e reduzida percentagem de coberto arbóreo, excepto na zona central da área, na envolvência à Ribeira do Murtigão, em que a proximidade a parcelas de matos altos e a densidade de coberto arbóreo são reduzidas, assim como a perturbação.

Relativamente à percentagem de coberto arbóreo presente na área de estudo, é de referir que os valores considerados como adequados para dispersão são relativos a um estudo realizado em Doñana (Palomares 2001a), onde os habitats diferem significativamente dos existentes no Sítio Moura-Barrancos. Na área de estudo, as zonas que apresentam uma densidade de coberto arbóreo de cerca de 32%, inseridas no intervalo 28-37%, representam apenas 0,02% da área. De qualquer forma, esta variável não influencia os resultados significativamente, como se pode ver na Figura 23, resultado da análise realizada sem esta variável.

Como se verifica, por comparação das duas figuras, as zonas de elevada adequabilidade para dispersão mantêm-se, sendo notória a inexistência de conectividade entre elas, sendo que as zonas 1 e 4-5 encontram-se praticamente isoladas.

Existem diversas referências sobre a importância das galerias ripícolas como zonas de corredor ecológico para várias espécies de mamíferos carnívoros incluindo o lince-ibérico (Delibes *et al.* 2000, Santos-Reis *et al.* 2003). Assim, a proximidade às ribeiras foi incluída na análise, de que resultou um cenário B para a adequabilidade da área para dispersão. É de referir que a variável considerada foi apenas a presença de ribeiras, não tendo sido avaliada a presença de galeria ripícola e/ou habitat rupícola.

Esta análise revelou que, caso as ribeiras apresentem galerias ripícolas bem desenvolvidas e/ou zonas rupícolas, e portanto com vegetação e/ou afloramentos rochosos que disponibilizem zonas de refúgio e protecção, praticamente toda a área de estudo apresenta uma elevada adequabilidade para dispersão da espécie.

É de referir que, em qualquer uma das análises efectuadas, as zonas de fronteira entre Portugal e Espanha apresentam elevada adequabilidade para dispersão e, por serem contíguas à Serra Morena

Ocidental, têm um interesse prioritário em termos de conservação da espécie. Em 2000, Delibes *et al.* referem a existência de uma população de lince-ibérico de 40-45 indivíduos numa área de 1 300 km² na região da Serra Morena Ocidental - Guadiana.

Assim, pode-se concluir no que diz respeito à adequabilidade para a dispersão do lince-ibérico, o Sítio Moura-Barrancos reúne condições para a dispersão de indivíduos provenientes da população mais próxima existente na Serra Morena Ocidental, podendo ainda constituir uma expansão geográfica desta população. A corroborar este facto refira-se o dejecto de lince encontrado na Serra da Adiça e que é a última evidência publicada da espécie em Portugal (Santos-Reis *et al.* 2003).

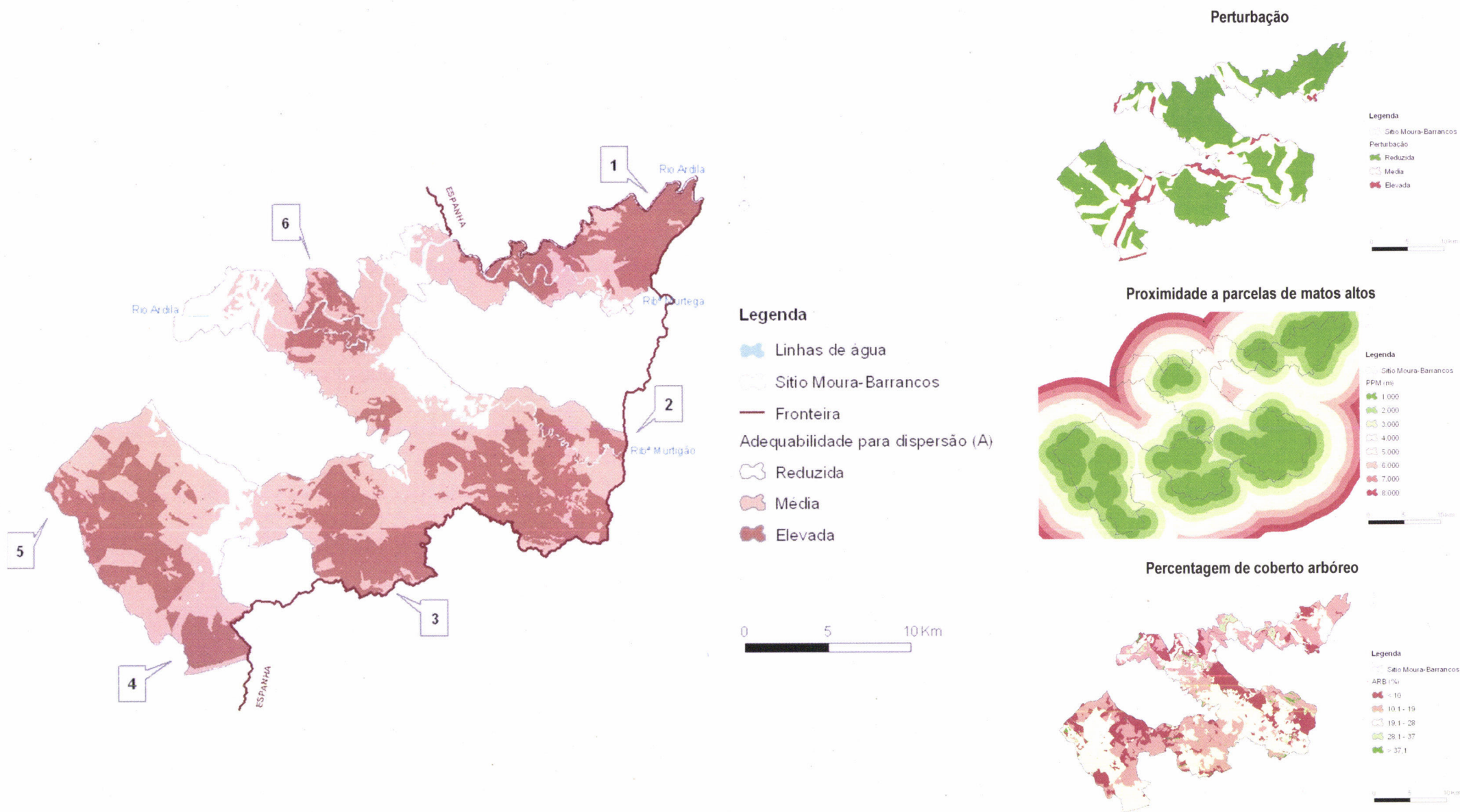


Figura 22. Adequabilidade para dispersão do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos (Cenário A). À direita estão representados os descritores considerados na análise de adequabilidade para dispersão.



7.2. Residência

Sobrepondo as variáveis zonas contínuas de matos altos, densidade de coelho-bravo e perturbação, obteve-se o mapa de adequabilidade para residência. Cinco áreas de elevada adequabilidade para residência da espécie destacam-se na Figura 25, sendo que as duas áreas a Sudoeste (zonas 4 e 5) apresentam dimensões menores que as restantes.

A zona 1, correspondente às herdades das Russianas e Coitadinha, apresenta-se como uma das zonas com maior densidade de coelho-bravo, reduzida perturbação e uma zona contínua de matos altos com 15,18 Km². Palomares *et al.* (2000) referem que cada território requer uma área de matos mínima de 3,5 km², idealmente de 5 km², pelo que esta zona terá adequabilidade de habitat para 3-4 territórios de residência.

Na zona 2, correspondente às herdades da Contenda, Coutada dos Frades e Cabeça de Porco, a maioria da área apresenta uma elevada densidade de coelho-bravo, reduzida perturbação e as parcelas de matos altos perfazem uma área de 15,2 Km². De acordo com os mesmos autores, esta zona terá igualmente adequabilidade para 3-4 territórios de residência.

A Herdade da Negrita (zona 3) apresenta uma reduzida perturbação, mas a densidade de coelho-bravo é moderada e limitada a cerca de 1/3 desta zona de residência, sendo que na restante área a densidade de coelho é reduzida. As parcelas de matos altos perfazem 7,08 km², limitando a sua capacidade a 1-2 indivíduos residentes.

No limite mais a Sul do Sítio, encontra-se o complexo de Serras Adiça-Ficalho (zona 4), onde a densidade de coelho-bravo é moderada e a perturbação é elevada. A adequabilidade para residência é limitada a uma pequena mancha em que a zona de matos altos tem uma área inferior a 3,5 km², pelo que não apresenta dimensão para suprir os requisitos mínimos de habitat de um indivíduo residente. No entanto, nesta zona foi encontrado o último indício de presença de lince-ibérico em Portugal, o que reforça a sua importância, para além da sua proximidade a áreas de habitat favorável existentes em território espanhol e não consideradas neste estudo.

Na zona 5, correspondente ao complexo de Serras Malpique-Preguiça, a abundância de coelho é moderada, a perturbação é reduzida mas a extensão de matos altos não atinge os 3,5 km², pelo que esta zona também não reúne as condições para suprir as necessidades de um indivíduo residente.

Existem ainda três zonas contínuas de matos altos com uma área entre 1 e 3,5 km² localizadas a Sudoeste da zona 1, a Norte da zona 3 e entre as zonas 4 e 5 que, apesar de não terem presentemente

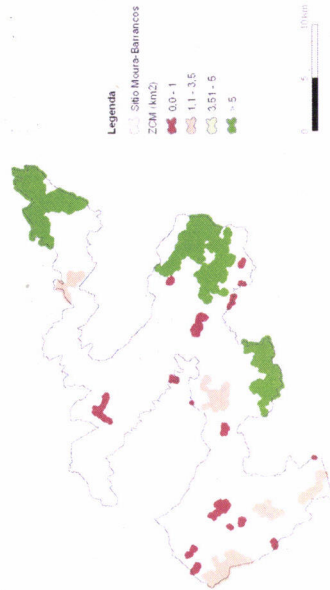
adequabilidade para a residência de indivíduos, deverão ser consideradas num programa de restauro de habitat, de modo a aumentar a sua extensão e a capacidade de carga desta área da Rede Natura 2000.

No que diz respeito aos recursos tróficos necessários para a residência de indivíduos, a espécie requer uma densidade de coelho-bravo de 2 a 4,5 coelhos/ha (Sarmiento *et al.* 2004). As zonas 1 e 2 apresentam praticamente na totalidade da sua extensão a maior densidade de coelho da área, estimada em 5,45 coelhos/ha, considerando-se portanto que esta zona poderá disponibilizar os recursos tróficos necessários à residência de alguns indivíduos. Já na zona 3 a densidade de coelho é reduzida na maioria da sua extensão (0,69 coelhos/ha) e moderada (3,69 coelhos/ha) apenas em cerca de 1/3 da área, considerando-se por isso que a zona não apresenta recursos tróficos suficientes. Nas zonas 4 e 5 a densidade de coelho estimada é de 3,69 coelhos/ha, considerando-se que estas zonas poderão disponibilizar os recursos tróficos necessários para o estabelecimento de alguns indivíduos residentes, caso as condições de habitat venham a melhorar significativamente.

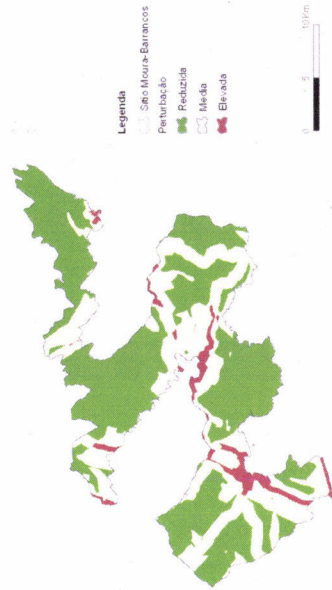
Os territórios dos indivíduos adultos residentes são exclusivos relativamente a indivíduos do mesmo sexo. Aparentemente, a sobreposição ocorre apenas quando indivíduos vizinhos competem pela posse da área. Ao contrário, territórios de machos e fêmeas sobrepõem-se muito frequentemente ao longo de todo o ano (Delibes 1989, Beltran *et al.* 1992, Ferreras *et al.* 1997) e normalmente os machos sobrepõem o seu território apenas ao de uma fêmea, pelo que a espécie é considerada monogâmica, embora nalgumas situações mostre uma certa tendência para a poligamia (Rodríguez 2004).

Assim, no presente o Sítio Moura-Barrancos apresenta adequabilidade de habitat e recursos tróficos para o estabelecimento de territórios de 6 a 8 indivíduos do mesmo sexo, aos quais se poderão sobrepor 6 a 8 territórios de indivíduos do sexo oposto. Tendo o Sítio Moura-Barrancos uma área de 433 km² e considerando apenas os limites da área de estudo, a densidade populacional máxima que a espécie poderia alcançar nesta região seria de 2,7 a 3,7 indivíduos/100km². Estes valores estão de acordo com as densidades estimadas por Delibes *et al.* (2000), nomeadamente para a população da Serra Morena Ocidental – Vale do Guadiana, para a qual os autores referem uma densidade de 1,9 a 3,5 indivíduos/100km², referindo para a população da Serra Morena Central densidades de 7,9 a 8,6 indivíduos/100km² e para Doñana de 7,4 a 9,3 indivíduos/100km².

Zonas contínuas de matos altos



Perturbação



Densidade de coelho-bravo

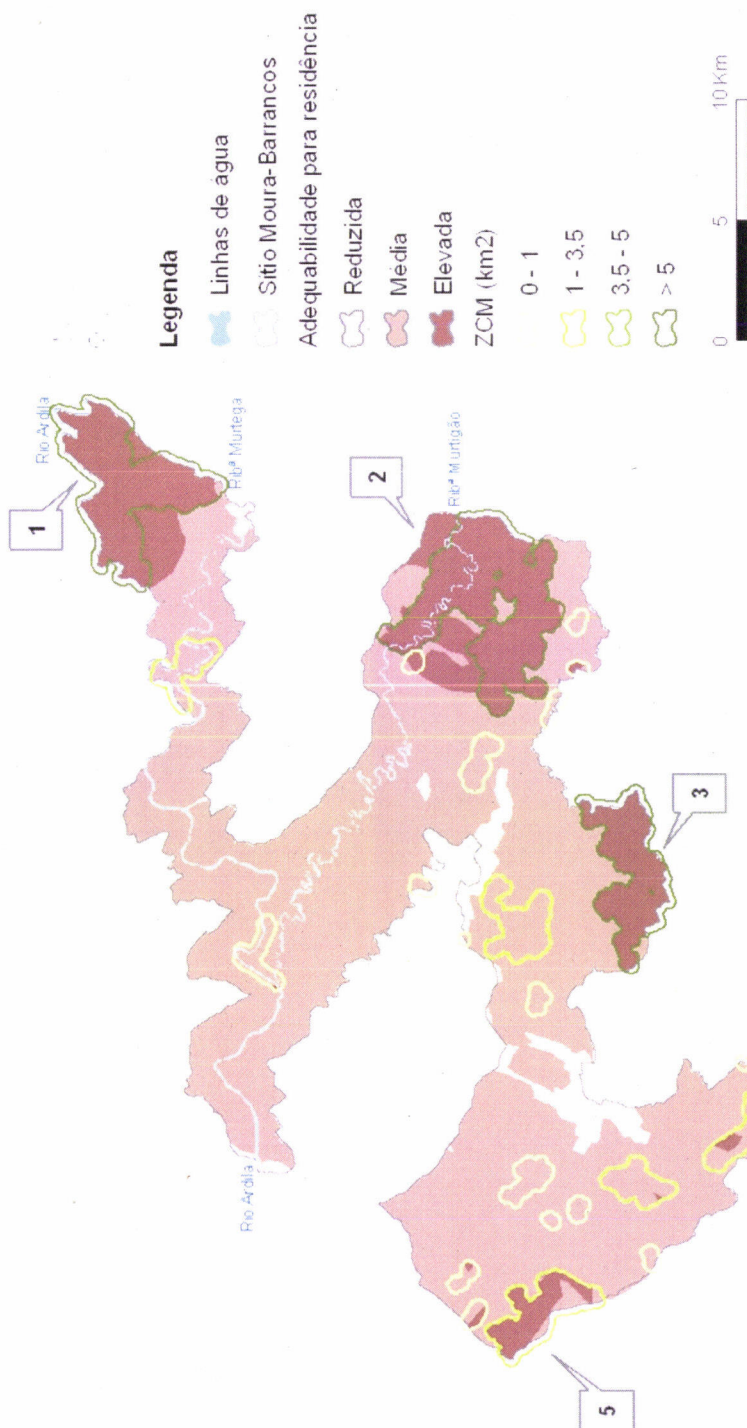
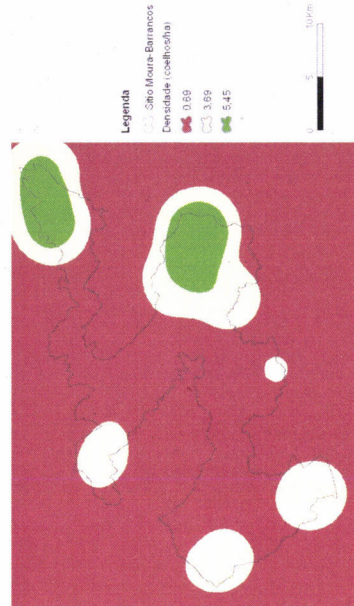


Figura 25. Adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para a residência do lince-ibérico. À direita estão representados os descritores considerados na análise de adequabilidade para residência.

7.3. Reprodução

Dentro de cada território existe uma área central (área vital) de tamanho semelhante para machos (3,7 km²) e para fêmeas (3,2 km²) (Ferrerias *et al.* 1997). A redução dos movimentos a uma área vital reduzida, que ocorre sobretudo na Primavera, poderá dever-se ao facto da maioria dos nascimentos ocorrer nesta estação do ano (Ferrerias *et al.* 1997). Por outro lado, um estudo realizado em Doñana indica que a dimensão média dos territórios de reprodução é de 5,1 km² (Fernández *et al.* 2003). Tendo em conta os resultados obtidos pelos autores referidos, e assumindo um cenário mais pessimista, considerou-se uma área de 5 km² como a dimensão mínima dos territórios de reprodução.

As análises efectuadas para averiguar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para a reprodução do lince-ibérico resultaram em mapas com apenas duas classificações: sem adequabilidade (cor mais clara) e com adequabilidade (cor mais escura na mesma figura). Como se verifica na Figura 26, existem áreas com adequabilidade para reprodução nas 5 zonas com adequabilidade para residência.

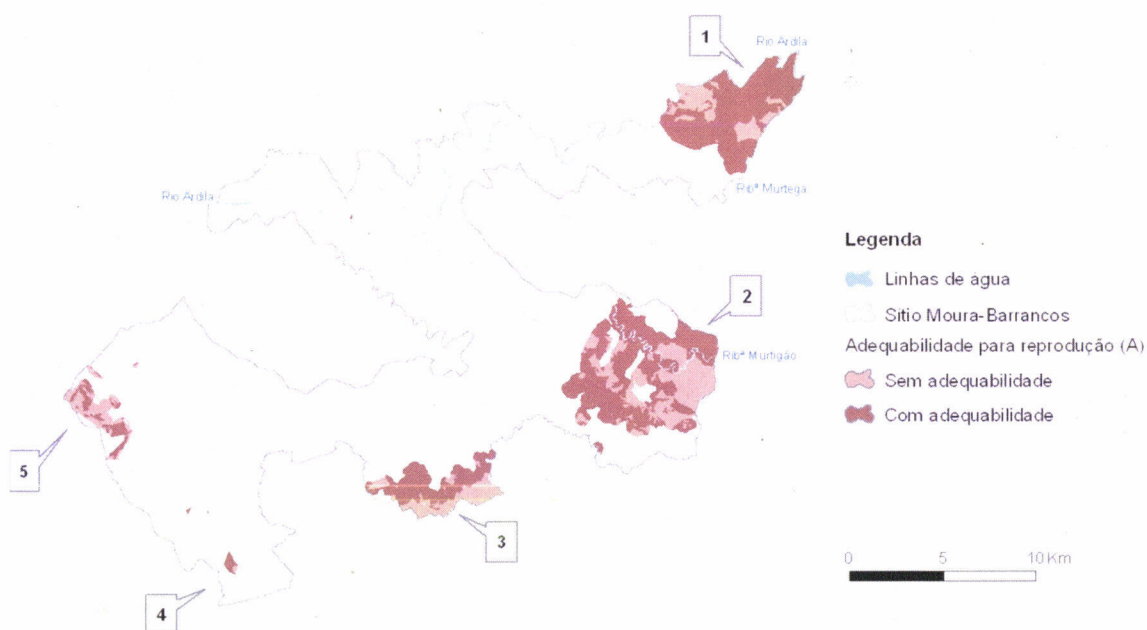


Figura 26. Adequabilidade para reprodução do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos (Cenário A).

Na zona 1, praticamente toda a área está a 1-2 km de pontos de água mas a densidade de orla é no entanto de reduzida a média. A percentagem de área de residência com adequabilidade para reprodução é de cerca de 80%, correspondendo a 20,86 km². Assim, esta zona apresenta adequabilidade de habitat para 4 fêmeas reprodutoras.

Na zona de residência 2, as áreas sem adequabilidade para reprodução apresentam uma reduzida densidade de orla e uma densidade de coberto arbóreo nula (zonas de matos). Existe adequabilidade para reprodução em cerca de 65% da área, com uma extensão de 25 km², apresentando assim adequabilidade para 5 fêmeas reprodutoras.

Na zona 3, as manchas sem adequabilidade registam uma reduzida densidade de orla, ausência de coberto arbóreo (plantações recentes) e uma distância a pontos de água superior a 1 km. A percentagem de área de residência com adequabilidade para reprodução é de cerca de 62%, correspondendo a 8,06 km². Segundo os critérios definidos, esta zona apresenta adequabilidade apenas para 1 fêmea reprodutora.

Nas zonas 4 e 5, toda a área de residência apresenta adequabilidade para reprodução mas como corresponde apenas a 0,58 km² e 4,22 km², respectivamente, não apresentam a dimensão necessária para o estabelecimento de territórios de reprodução.

Como descrito na metodologia, a variável "densidade de coberto arbóreo" foi classificada tendo por referência um estudo realizado em Doñana (Palomares 2001a), onde foi caracterizada a estrutura da paisagem dos locais utilizados por uma população reprodutora de lince, por indivíduos dispersantes e locais não utilizados. Uma vez que a estrutura da paisagem presente em Doñana é substancialmente diferente da existente no Sítio Moura-Barrancos, esta variável poderá enviesar os resultados. Contudo, analisando a classe de percentagem de coberto arbóreo que corresponde à descrita por Palomares (2001a) como sendo utilizada por indivíduos reprodutores (10-19%), verifica-se que a maioria das parcelas de uso do solo que apresentam esta percentagem de coberto arbóreo (79%) correspondem a montados sem sub-coberto, surgindo em seguida, com cerca de 8%, as classes "montado com matos baixos" e "montado com matos altos" (Tabela 5).

Tabela 5. Parcelas de uso do solo com uma percentagem de coberto arbóreo entre 10 a 19%.

Uso do solo	Área (km ²)	Percentagem (%)	Percentagem da área estudo (%)
Olival	7,63	4,87	1,76
Pinhal	0,05	0,03	0,01
Eucaliptal	0,19	0,12	0,04
Montado sem sub-coberto	124,05	79,22	28,65
Montado com matos baixos	12,61	8,05	2,91
Montado com matos altos (bosque)	12,05	7,69	2,78
Total	156,58	100,00	36,16

Considerando que Palomares (2001a) refere que uma das características do habitat adequado para uma população estável é a presença de árvores isoladas, possivelmente estas áreas incluídas nas zonas com adequabilidade para reprodução poderiam cumprir esta função. Assim mesmo, foi analisada a adequabilidade para reprodução excluindo o descritor ARB, obtendo-se os resultados ilustrados na Figura 27 (Cenário B).

Neste cenário, todas as zonas apresentam menor adequabilidade para reprodução da espécie, sendo no entanto nas zonas 1 e 2 que essa diminuição tem consequências na capacidade de carga. Neste cenário, as áreas com adequabilidade suportam apenas 2 fêmeas reprodutoras na zona 1 e 3 fêmeas reprodutoras na zona 2. Na Tabela 6 apresenta-se uma análise comparativa entre os dois cenários para cada uma das zonas com elevada adequabilidade para residência.

Tabela 6. Áreas com adequabilidade para residência e reprodução (cenários A e B). As áreas (km²) de residência referem-se às zonas contínuas de matos altos. As percentagens referidas são relativas às percentagens de área com adequabilidade para reprodução relativamente à área com adequabilidade para residência.

Zona	Residência		Cenário A			Cenário B		
	Área (km ²)	Capacidade de carga	Área (km ²)	%	Capacidade de carga	Área (km ²)	%	Capacidade de carga
1	15,18	3-4	20,86	80,06	4	12,32	47,28	2
2	15,20	3-4	24,93	64,72	5	18,23	47,34	3
3	7,08	1-2	8,06	62,21	1	5,65	43,62	1
4	< 3,5	0	0,58	100	0	0,50	86,43	0
5	< 3,5	0	4,22	67,33	0	2,47	39,40	0

Uma vez que se desconhece a existência de estudos que caracterizem a percentagem de coberto arbóreo do habitat utilizado por populações reprodutoras em zonas de características ecológicas semelhantes às da área de estudo, e sendo o cenário B o mais desfavorável, este foi considerado como sendo o que mais se aproxima da situação real face ao estatuto populacional da espécie em território nacional (Queiroz *et al.* 2006).

No que se refere à disponibilidade de recursos tróficos, principal factor limitante à reprodução do lince-ibérico (Ferrerias *et al.* 1997), a densidade mínima de coelho-bravo nos territórios de reprodução deverá ser de 4,6 coelho/ha na Primavera (Palomares *et al.* 2001). A situação apresenta-se satisfatória para as zonas 1 e 2, onde se registaram as densidades mais elevadas de coelho-bravo do Sítio Moura-Brrancos, (estimada em 5,45 coelhos/ha). Na zona 3, existe uma abundância moderada estimada em 3,69 coelhos/ha, mas numa extensão reduzida, que abrange apenas cerca de 1/3 da zona, sendo que na restante área a densidade de coelho estimada é de apenas 0,69 coelhos/ha. Nas zonas 4 e 5 a densidade de coelho-bravo é moderada, tendo sido estimada em 3,69 coelhos/ha.

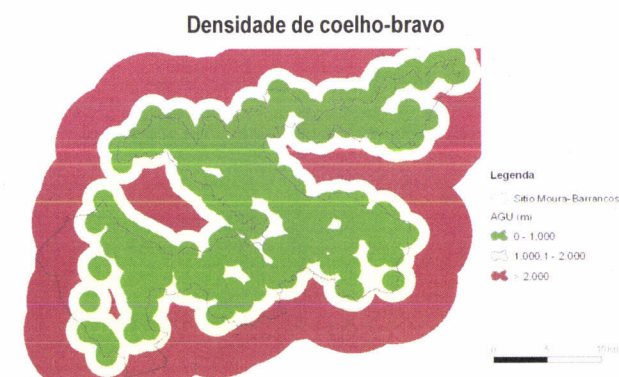
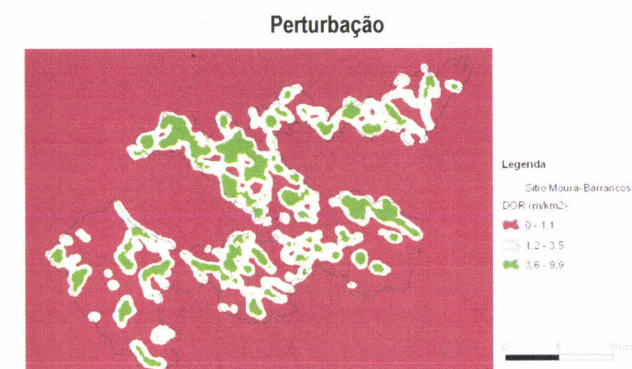
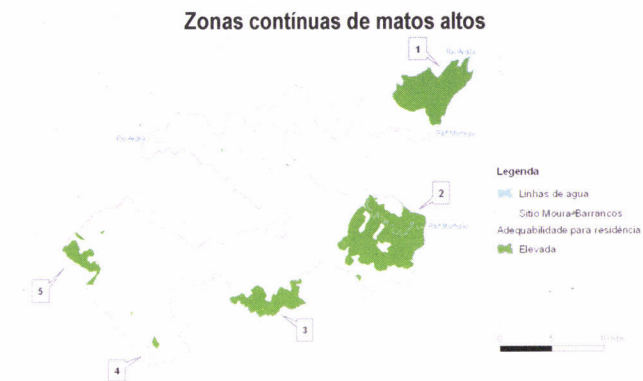
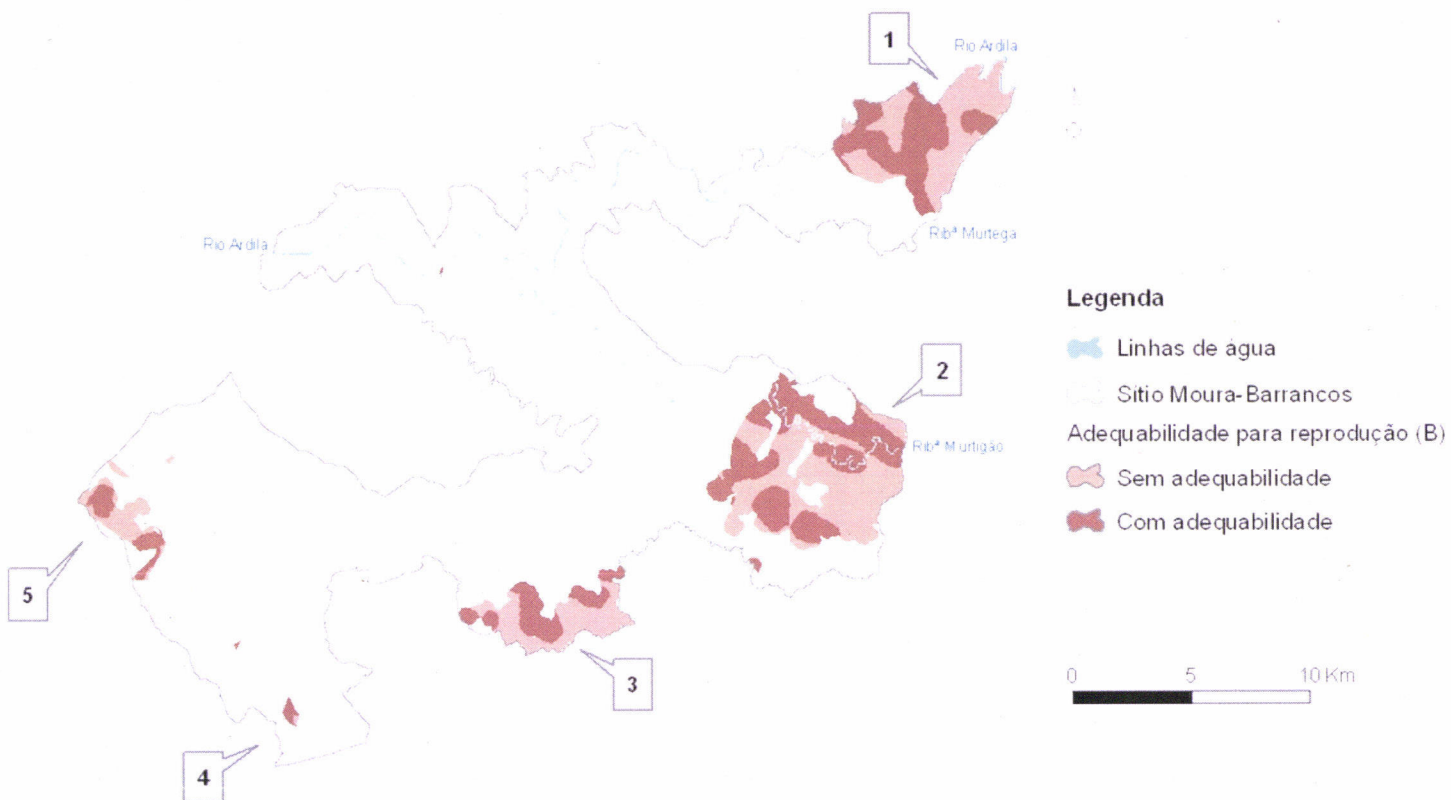


Figura 27. Adequabilidade para reprodução do lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos (Cenário B). À direita estão representados o requisito "elevada adequabilidade para residência" e os descritores considerados na análise de adequabilidade para reprodução: DOR e AGU (de cima para baixo).

Ferreras *et al.* (1992) demonstra que a variação temporal da densidade de coelho-bravo pouco contribui para explicar o sucesso reprodutor. Segundo estes autores, a reprodução pode ocorrer durante vários anos com uma baixa densidade de presas quando os indivíduos residentes tentam assegurar a manutenção do seu território a longo termo. A alternativa de procurar outro habitat de reprodução nos anos em que a densidade da sua presa principal é reduzida é energeticamente mais dispendiosa e implica um elevado risco de mortalidade. O tamanho dos territórios, o uso do habitat ou a dieta também não sofreram alterações com a variação temporal da densidade de coelho num estudo efectuado por Palomares *et al.* (2001). De igual forma, o tamanho das ninhadas e a sobrevivência das crias não respondeu a grandes alterações temporais na densidade de presas durante um estudo realizado em Doñana, registando-se uma variação de 4 a 55 coelhos/ha ao longo do estudo (Palomares *et al.* 2005). Apesar das densidades de coelho-bravo estimadas serem reduzidas, mesmo para as zonas de maior abundância, estes dados reforçam a possibilidade de existirem os recursos tróficos necessários para a reprodução da espécie no Sítio Moura-Barrancos.

Para além da adequabilidade do habitat e da disponibilidade de recursos tróficos, o sucesso reprodutor depende também da existência de vários locais de refúgio/reprodução adequados para o parto e o desenvolvimento das crias até cerca de um ano de idade (Fernández & Palomares, 2000). Em Doñana a existência de troncos ocos de árvores é de extrema importância para o lince-ibérico, nomeadamente porque não existem outras estruturas que poderão ser também adequadas para a reprodução, como fendas nas rochas ou grandes cavidades no chão (Fernández & Palomares, 2000).

A existência de locais adequados à reprodução não foi considerada nas análises efectuadas, pois implicaria um vasto trabalho de campo se realizado em toda a área de estudo. No entanto, a existência de árvores bem desenvolvidas, de ribeiras encaixadas acompanhadas de vegetação ripícola e de habitats rupícolas, nalguns casos com alguma extensão, nomeadamente ao longo das ribeiras de Ardila e Murtigão, podem garantir a necessária disponibilidade de locais de refúgio/reprodução. Por outro lado, os complexos de serras calcárias de Malpique-Adiça-Preguiça-Ficalho, cobertas por vegetação esclerófila bastante desenvolvida e integrando afloramentos rochosos com cavidades de dimensão considerável, poderão contribuir também para a disponibilidade de locais de refúgio/reprodução.

A variabilidade no sucesso reprodutor explicada pela estrutura da paisagem é de, apenas, cerca de 50% (Fernández *et al.* 2007), existindo provavelmente um complexo conjunto de factores, não considerados neste trabalho, nomeadamente a qualidade reprodutiva das fêmeas (Palomares *et al.* 2005).

Sintetizando os resultados das análises efectuadas na Tabela 7, conclui-se que o Sítio Moura-Barrancos apresenta adequabilidade de habitat e recursos tróficos para albergar 6-10 territórios de fêmeas de lince-ibérico residentes, aos quais se poderão sobrepor 6-10 territórios de machos, divididos equitativamente pelas zonas 1 (Herdades das Russianas e Coitadinha) e 2 (Herdades da Contenda - Cabeça de Porco – Coutada dos Frades). Quanto à reprodução, o Sítio Moura-Barrancos apresenta condições apenas para 5 casais reprodutores, divididos entre a zona 1 (2 casais) e a zona 2 (3 casais).

Como se pode ler na Tabela 7, apenas nas zonas 1 e 2 há simultaneamente disponibilidade de habitat e recursos tróficos suficientes para a instalação de territórios de residência e reprodução. Na zona 3, apesar de existir disponibilidade de habitat não existem recursos tróficos suficientes. Por outro lado, nas zonas 4 e 5 apesar de existirem recursos tróficos suficientes para a instalação de territórios de residência, não existe habitat disponível.

Tabela 7. Adequabilidade de habitat e recursos tróficos disponíveis no Sítio Moura-Barrancos para residência e reprodução. Verde = com habitat disponível e recursos tróficos suficientes. Vermelho = sem habitat disponível e/ou recursos tróficos suficientes.

Zona	Adequabilidade de Habitat		Recursos tróficos (coelhos/ha)	Habitat + Recursos tróficos	
	Residência (nº indivíduos)	Reprodução (nº indivíduos)		Residência	Reprodução
1. Russianas e Coitadinha	3-4	2	5,45		
2. Contenda – Cabeça de Porco – Coutada dos Frades	3-4	3	5,45		
3. Negrita	1-2	1	0,69		
4. S. Adiça-Ficalho	0	0	3,69		
5. S. Malpique-Preguiça	0	0	3,69		

8. Propostas de medidas de gestão

A conservação *in situ* deverá ser a base de um programa de conservação de uma espécie criticamente em perigo, como o lince-ibérico, uma vez que não é razoável reproduzir indivíduos em cativeiro se as condições no ambiente natural não permitirem manter populações viáveis (Nowell *et al.* 1996). Por outro lado, a rentabilidade dos recursos financeiros e humanos aplicados à conservação de populações silvestres é provavelmente muito superior à da criação de uma população sustentada na reprodução em cativeiro (Rodríguez *et al.* 2001).

A gestão de populações silvestres de lince-ibérico deverá assentar em três pilares: a investigação científica, o desenvolvimento de técnicas de manejo de populações e seus habitats e a informação e sensibilização públicas. Entre as principais medidas de gestão dirigidas para o lince-ibérico, refira-se (i) a identificação de regiões potenciais para ocorrência da espécie, (ii) a recuperação do habitat, (iii) o incremento da abundância de coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus*, (iv) a erradicação dos métodos não selectivos de controlo de predadores, e (v) o restabelecimento de populações históricas actualmente extintas (Rodríguez *et al.* 2001).

Por outro lado, o restauro dos habitats de reprodução é a maior preocupação na conservação do lince-ibérico e de outras espécies ameaçadas que apresentam uma estrutura metapopulacional (Gaona *et al.* 1998). Estratégias para aumentar a densidade de reprodutores são imprescindíveis para a conservação de espécies cujas populações requerem extensas áreas territoriais, tais como os grandes mamíferos carnívoros (Fernández *et al.* 2003).

Litvaitis *et al.* (1996) refere que a única forma de garantir a sobrevivência de pequenos núcleos populacionais isolados, é a existência de corredores de ligação entre eles, na medida em que é a única forma de manter a heterozigotia. Segundo este autor, a conservação a longo termo deste e de outros felídeos passa necessariamente pela existência destes corredores. No entanto reforça também que outras medidas, como o estabelecimento de instrumentos legais e o aumento da disponibilidade de presas são fundamentais, nomeadamente durante o período em que estes corredores não estão funcionais. O autor recomenda que a conservação do lince-ibérico seja feita a várias escalas temporais e espaciais. Da mesma forma Virgós *et al.* (2002) refere a importância de considerar os problemas de conservação de várias espécies com populações fragmentadas a diferentes escalas espaciais.

Considerando que o Sítio Moura-Barrancos tem uma área de 433 km² e que é contíguo à Serra Morena Ocidental, onde no passado recente existiu uma população deste felídeo (Delibes *et al.* 2000), é óbvia a importância da região para a viabilidade de uma população de lince-ibérico transfronteiriça.

Neste contexto e tendo por base os resultados das análises efectuadas, e das experiências similares descritas na bibliografia, propõe-se um conjunto de medidas a implementar à escala local/regional e à escala nacional/ibérica, com vista a incrementar a adequabilidade desta área integrada na Rede Natura 2000 para a dispersão, residência e reprodução da espécie alvo deste trabalho. Foram assim definidos como objectivos prioritários a atingir:

- objectivo 1: aumentar a disponibilidade de habitat,
- objectivo 2: aumentar a disponibilidade de presas,
- objectivo 3: evitar a mortalidade não natural,
- objectivo 4: atenuar a influência humana.

Face à situação crítica da espécie, a definição das metas a atingir e as medidas propostas têm como base aumentar a capacidade de carga do meio.

8.1. Escala local/regional

Objectivo 1: Aumentar a disponibilidade de habitat

a) Para dispersão

Uma vez que a espécie é menos selectiva na fase de dispersão, um mosaico de habitats que garanta a conectividade entre áreas adequadas pode ser compatível com a existência de habitats de qualidade inferior (Palomares *et al.* 2000). Assim, torna-se fundamental assegurar a conectividade entre habitats de elevada qualidade, que poderá ser conseguida através do incremento de áreas de vegetação arbustiva que ofereça protecção aos indivíduos dispersantes, propondo-se para tal dois tipos de medidas:

- criação de pequenas parcelas de matos altos dispersas pela área,
- preservação e/ou recuperação de galerias ripícolas.

Criação de pequenas parcelas de matos altos dispersas pela área

Indivíduos dispersantes raramente percorrem mais que 2 Km em áreas abertas, mas conseguem atravessar troços de 5 km em habitat sem vegetação caso exista um elemento linear na paisagem (e.g. linha de água ou barreira de vegetação) que poderá ser utilizado como guia para alcançar uma parcela de habitat mais adequado (Delibes *et al.* 2000).

Conforme referido oportunamente (ver Cap. 7 Metodologia) na fase de dispersão o lince-ibérico utiliza pequenas parcelas de vegetação (com um ou dois eixos menores que 300 m), inseridas num mosaico de habitat e caracterizadas por uma elevada densidade de matos altos. A necessidade destas parcelas é reforçada pelo facto da dispersão ocorrer em habitats com uma elevada presença humana (Ferrerias *et al.* 1992). O crescimento destas pequenas parcelas poderá ser promovido em tipos de uso do solo compatíveis com a existência de um subcoberto bem desenvolvido, como por exemplo, as plantações de pinheiros e eucaliptos, habitats frequentemente utilizados na fase de dispersão (Palomares *et al.* 2000). Neste tipo de habitat o sub-coberto é normalmente removido, o que reduz a sua adequabilidade para a dispersão, no entanto, a sua existência em nada interfere com a exploração deste uso. Já em habitats como o olival explorado, que assumem especial significado económico a Sudoeste da área, a existência de parcelas de matos implica a não exploração do olival. Nestas situações, os proprietários deverão ser devidamente compensados pela perda de rendimento em causa.

Assim, propõe-se que as parcelas tenham uma área mínima de 300 m² e que sejam dispersas na paisagem a uma distância entre si de 2 a 5 km. Permitir a regeneração natural será a forma mais económica de promover a existência de pequenas parcelas de matos altos nas áreas que actualmente apresentam uma reduzida-média adequabilidade para dispersão. Esta medida irá, simultaneamente, favorecer a presença de coelho-bravo, uma vez que proporciona a existência de zonas de abrigo em áreas abertas.

Preservação e/ou recuperação de galerias ripícolas

Como apresentado no capítulo 7.1., a existência de ribeiras com galerias ripícolas bem desenvolvidas e/ou habitat rupícola, incrementam substancialmente a adequabilidade da área para a dispersão.

Assim, para incrementar a adequabilidade para dispersão propõe-se a preservação das galerias ripícolas bem desenvolvidas e a recuperação das áreas degradadas, em todos os troços de rios e ribeiras que atravessam ou que delimitam o Sítio Moura-Barrancos (Tabela 8), sendo prioritárias as seguintes intervenções:

- Rio Ardila e Ribeira do Murtigão: possibilitando o movimento de animais da zona Norte para a zona Sul da área, ligando assim as herdades das Russianas e Coitadinha às herdades da Contenda, Coutada dos Frades, Monte Azul e Cabeça de Porco.
- Ribeiras da Toutalga e S. Pedro: permitindo o intercâmbio de animais entre o complexo de serras (zona sudoeste, principalmente serras da Adiça e Preguiça) e a Herdade da Negrita.
- Ribeira de Safareja: permitindo o trânsito de indivíduos entre a zona Norte e a zona Sul do Sítio.

Tabela 8. Extensão das linhas de água que atravessam a área de estudo e que deverão ser alvo de intervenção.

Linha de água	Extensão (km)
Ribeira de Múrtega	16,84
Rio Ardila	53,54
Ribeira do Murtigão	46,32
Ribeira de Safareja	10,18
Ribeira de Toutalga	18,92
Ribeira de S. Pedro	8,91
Total	154,71

Santos-Reis *et al.* (2003) realçam a importância das ribeiras da Toutalga, Murtigão e Ardila, como elos fundamentais de conexão entre os vários tipos de habitats do Sítio Moura-Barrancos, uma vez que funcionam como corredores naturais para um vasto número de espécies, de onde destacam o lince-ibérico.

Por outro lado, e como forma de assegurar uma maior protecção à galeria ripícola, propõe-se a criação de zonas tampão, constituídas por faixas de matos ao longo das ribeiras a conservar e/ou recuperar, nas quais o acesso de pessoas e animais deverá ser condicionado, de forma a reduzir possíveis impactes sobre a vegetação ripícola causados, por exemplo, pela pastorícia intensiva (Santos-Reis *et al.* 2003),.

Na Figura 28 está ilustrada a localização das galerias ripícolas a preservar e/ou recuperar, assim como a possível localização das pequenas parcelas de matos altos dispersas na paisagem, distanciadas 2 km entre si e das actuais parcelas de matos altos, e afastadas 250 m das linhas de água a intervir, totalizando 20 parcelas.

A implementação das pequenas parcelas de matos altos é de fácil implementação e de localização flexível, constituindo, por isso, uma forma relativamente expedita de incrementar a adequabilidade do Sítio para a dispersão do lince-ibérico, ainda mais porque a recuperação das galerias ripícolas é mais complexa e morosa.

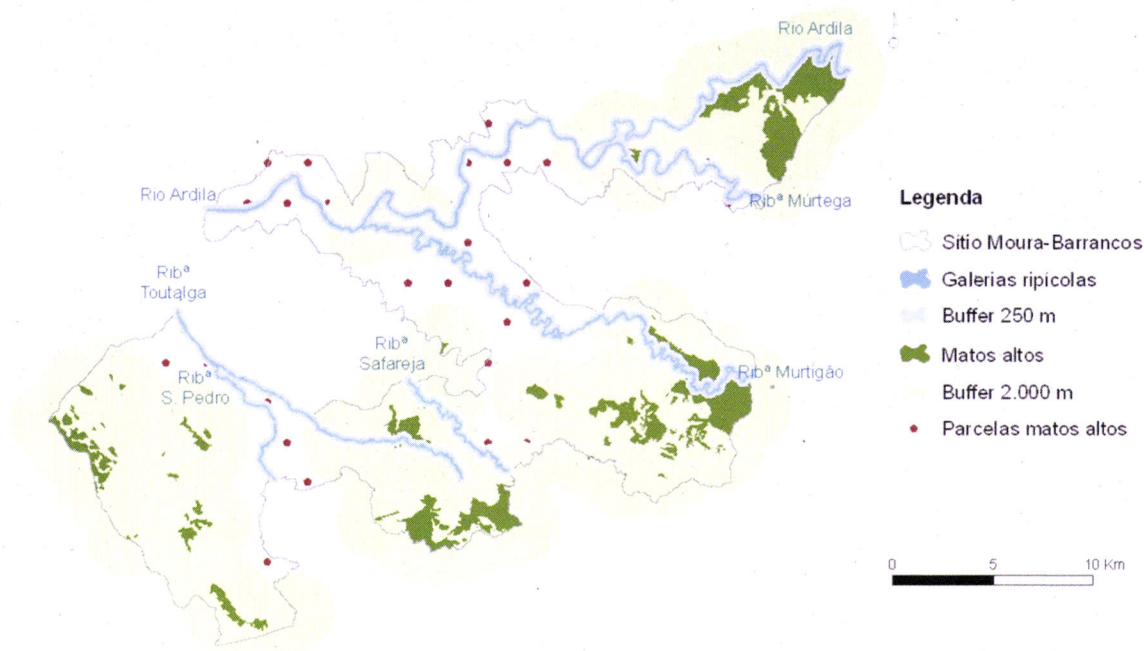


Figura 28. Localização das galerias ripícolas a preservar e/ou conservar e possível localização das parcelas de matos altos distanciadas 2 km entre si e das actuais parcelas de matos altos, e afastadas 250 m das linhas de água a intervir.

b) Para residência

Os resultados das análises efectuadas revelaram a existência de 3 zonas com adequabilidade para a residência de 7 a 10 casais de lince-ibérico no seu conjunto, sendo a disponibilidade de zonas contínuas de matos altos um dos principais factores que limitam a adequabilidade para residência do Sítio. Aumentar a capacidade de carga do Sítio Moura-Barrancos terá que passar necessariamente pelo aumento da área de matos altos.

Numa primeira fase, sugere-se que esta medida seja implementada em parcelas contíguas ou a menos de 250 m das actuais zonas contínuas de matos altos, promovendo a regeneração natural da vegetação autóctone, nas áreas que se apresentaram com elevada adequabilidade para residência.

Uma vez que outros habitats poderão substituir o matagal mediterrânico, desde que apresentem um subcoberto bem desenvolvido (Palomares *et al.* 2000, Mata 2004), propõe-se que, para além dos montados, também as áreas de pinhal e olival sejam consideradas para a expansão das zonas contínuas de matos altos com elevada adequabilidade para residência (Tabela 9). Nestas situações, os proprietários deverão ser devidamente compensados pela perda de rendimento em causa.

Sugere-se ainda a preservação e/ou recuperação de todas as galerias ripícolas presentes nas áreas com elevada adequabilidade para residência, uma vez que galerias ripícolas bem conservadas potenciam a diversidade de presas, refúgios e locais de reprodução para os mamíferos carnívoros (Santos-Reis *et al.* 2003). Para além disso, um estudo realizado em Doñana, sugere que territórios de lince-ibérico são compostos por 50-60% matagal mediterrânico ou freixiais (Palomares *et al.* 2001), pelo que as galerias ripícolas podem complementar as zonas contínuas de matos altos.

Tabela 9. Áreas das parcelas a converter para expandir as zonas contínuas de matos altos nas zonas com elevada adequabilidade para residência actualmente (km²).

Parcelas de uso do solo	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Olival	0,26	0,04	0,05
Pinhal	0,00	9,21	0,00
Linha de água	0,31	0,65	0,00
Matos baixos	0,00	1,47	0,00
Montado sem sub-coberto	5,99	6,28	1,83
Montado com matos baixos	4,26	4,77	2,02
Total	10,82	22,42	3,90

A implementação das medidas propostas traduz-se num aumento de 100% da área de matos altos, incluindo a recuperação de galerias ripícolas e, conseqüentemente, na duplicação da capacidade de carga para albergar indivíduos residentes. Na Figura 29 estão representadas as intervenções propostas para incrementar a disponibilidade de habitat para indivíduos residentes, a implementar numa primeira fase nas áreas que apresentam adequabilidade para residência.

Tabela 10. Alterações previstas nas zonas contínuas de matos altos e na capacidade de carga, após as intervenções propostas.

Zonas	Área a intervir (km ²)	Zonas Contínuas de Matos Altos (km ²)		Capacidade de carga (nº de casais)	
		antes	após	antes	após
Zona 1	10,82	15,18	26,00	3-4	5-7
Zona 2	22,42	15,20	37,62	3-4	7-10
Zona 3	3,90	7,08	10,98	1-2	2-3
Total	37,14	37,46	74,6	7-10	14-20

Para uma segunda fase, propõe-se a criação de novas zonas contínuas de matos altos contíguas às actuais zonas de residência (a menos de 250 m) ou a partir de pequenas manchas de matos altos existentes fora destas. Sugere-se que as novas zonas contínuas de matos altos estejam localizadas em zonas com elevada perturbação e que sejam implementadas em parcelas com matos baixos ou em parcelas de montados, olivais e pinhais sem sub-coberto, devendo também ser preservadas e/ou recuperadas as galerias ripícolas que atravessassem ou delimitem a zona (Tabela 11).











Na Figura 29 estão representadas as parcelas de uso do solo localizadas em zonas de reduzida perturbação, que poderão ser alvo de intervenção. Prioridade deverá ser dada a intervenções nas parcelas contíguas ou próximas das zonas com elevada adequabilidade para residência actualmente (zona 1, 2 e 3). Para além destas, surgem também como zonas potenciais a intervir as zonas 4-5, referentes ao complexo de serras Adiça-Ficalho e Malpique-Preguiça, e a zona 6, referente ao troço inferior da Ribeira do Murtigão.

Tabela 11. Área das parcelas de uso do solo alvo de possível intervenção, numa segunda fase. Destaque para as áreas com elevada adequabilidade para residência.

Parcelas de uso do solo	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Zona 5	Zona 6
Olival	0,56	0,00	0,99	2,70	22,35	0,06
Pinhal	0,00	9,15	0,78	0,00	0,00	0,05
Linha de água	1,16	0,50	0,05	0,00	0,20	2,12
Matos baixos	1,36	2,37	0,00	0,00	0,68	9,91
Montado sem sub-coberto	16,53	5,16	19,81	2,27	12,69	23,58
Montado com sub-coberto	12,10	8,73	9,57	1,48	0,81	26,44
Total	31,71	25,90	31,20	6,45	36,72	62,15

A localização exacta e a abrangência desta medida deverão ser definidas de acordo com a disponibilidade dos proprietários para aderir e de medidas de compensação de que possam beneficiar.

Legenda

-  Sítio Moura-Barrancos
-  Galerias ripícolas
-  Matos altos
-  Zonas de residência
- Parcelas a intervir**
-  Olival
-  Pinhal
-  Matos baixos
-  Montado sem sub-coberto
-  Montado com matos baixos
-  Linhas de água

0 2 4 Km

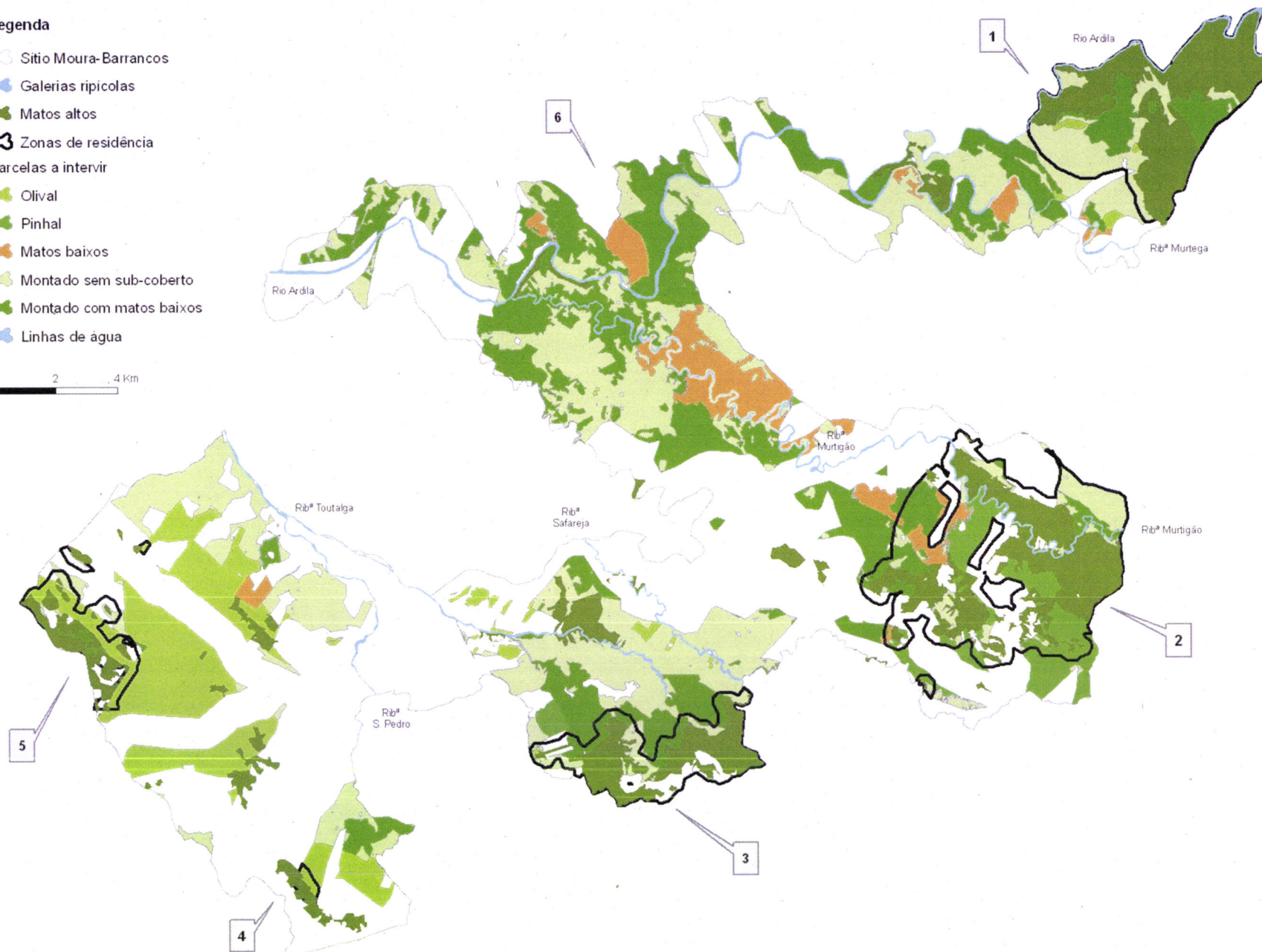


Figura 29. Localização das medidas de gestão propostas para fomentar novas zonas contínuas de matos altos, nas actuais zonas com adequabilidade para residência (1ª fase) e fora delas (2ª fase).

c) Para reprodução

Estudos realizados sugerem que o aumento do sucesso reprodutor é uma das medidas mais eficazes para assegurar a conservação das espécies (Gaona *et al.* 1998).

Para além da existência de zonas contínuas de matos altos em dimensões mínimas, o sucesso reprodutor do lince-ibérico depende também da existência de locais de refúgio adequados para o nascimento e desenvolvimento das crias, até cerca de um ano de idade. A existência de troncos ocos de árvores, fendas nas rochas ou grandes cavidades no chão é imprescindível (Férmendez & Palomares, 2000), pelo se propõe a realização do levantamento destas características nas áreas que se apresentam com elevada adequabilidade para a reprodução. Sempre que se verifique a inexistência de qualquer estrutura adequada para o efeito, estas deverão ser criadas artificialmente.

Um estudo realizado por Férmendez & Palomares (2000) revelou que a estrutura física do local de reprodução é mais importante para a reprodução do lince-ibérico do que outras características do habitat como a estrutura da vegetação e a densidade de presas. Preservar o matagal mediterrânico bem desenvolvido é provavelmente a medida mais importante para a conservação do lince-ibérico, por fornecer estruturas adequadas para o sucesso da reprodução.

Objectivo 2. Aumentar a disponibilidade de presas

A recuperação do habitat por si só não constitui a solução para o estabelecimento de uma população reprodutora de lince-ibérico na área, devendo obrigatoriamente ser complementada com medidas de fomento de presas, já que presentemente a área suporta densidades de coelho-bravo reduzidas a moderadas. A implementação destas medidas é particularmente importante nas cinco zonas que apresentam actualmente adequabilidade para a instalação de territórios de residência.

A grande dependência da selecção de habitat e reprodução do lince-ibérico, da abundância média de presas, torna mais urgente garantir habitat para o coelho-bravo do que recuperar habitats de elevada qualidade para o lince (Férmendez *et al.* 2007). Aumentar a densidade de coelho-bravo poderá levar à redução do tamanho dos territórios de lince, aumentando assim a capacidade de carga do meio (Palomares 2001a, Rodríguez *et al.* 2002, Férmendez *et al.* 2003).

Para atingir este objectivo será necessário implementar um conjunto diversificado de medidas, sendo provavelmente a tarefa mais complexa para viabilizar o estabelecimento de territórios de lince-ibérico e garantir o seu sucesso reprodutor. As medidas deverão ser implementadas numa primeira fase nas áreas

que apresentam actualmente elevada adequabilidade para residência e numa segunda fase nas áreas que poderão vir a adquirir adequabilidade após a implementação das medidas preconizadas anteriormente.

Em locais com populações de coelho-bravo autóctones de baixa densidade, Heredia *et al.* (1998) sugerem a realização de melhorias no habitat em vez de repovoamentos, uma vez que se tem revelado mais efectivas do ponto vista técnico e económico. De uma forma geral, as medidas deverão garantir à população de coelho-bravo condições de refúgio, disponibilidade de alimento e água (Ferreira & Sarmento, 2006).

Fomentar a densidade de orla

A gestão de habitat com vista ao incremento do coelho-bravo, deverá ter como objectivo aumentar a disponibilidade de refúgio contra predadores e condições climáticas adversas, que encontram nos matos altos, e otimizar o acesso a pastagens, onde há maior disponibilidade alimento, criando uma rede de ecótonos entre estes dois tipos de habitat (Fernández *et al.* 2003, Fernández 2005, Lombardi *et al.* 2007).

Uma elevada densidade de matos altos oferece protecção dos predadores e melhor substracto para as tocas de reprodução (Palomares 2001a, Palomares 2003), sendo um factor limitante para as populações de coelho-bravo (Delibes & Hiraldo, 1981). Já uma elevada densidade de matos baixos significa uma menor disponibilidade de área para gramíneas (Palomares 2001a, Palomares 2003). Assim, nas zonas de matos muito homogéneas propõe-se a limpeza dos matos baixos, através de pequenos fogos controlados ou por desmatação selectiva, em parcelas irregulares para promover a densidade de orla e simultaneamente a disponibilidade de pastagem (Moreno & Villafuerte 1995, Rodriguez *et al.* 2001, Fernández *et al.* 2006). Esta medida deverá assegurar que a cobertura de matos baixos seja de 25-35%, não deve ocorrer numa faixa de 40 m a partir do limite de orla com parcelas de matos altos (Moreno & Villafuerte 1995) e deve ser efectuada em áreas com baixa densidade de árvores, de modo a permitir o crescimento de gramíneas (Fernández 2005).

Esta medida deverá ser implementada prioritariamente nas áreas envolventes às três zonas com adequabilidade para residência, nomeadamente as Herdades das Russianas e da Coitadinha (zona 1), Herdades da Contenda, Cabeça de Porco e Coutada dos Frades (zona 2) e Herdade da Negrita (zona 3). Nesta última zona, não existem parcelas de matos baixos, pelo que poderão ser efectuadas limpezas de pequenas áreas em parcelas de matos altos.

Em áreas abertas, onde se verifica a ausência ou escassez de matos altos, estes deverão ser fomentados através da regeneração natural, devendo entretanto ser criados abrigos artificiais (maroços), construídos preferencialmente com elementos naturais, pedras e troncos sobre os quais se deposita terra e vegetação (Ferreira & Sarmiento 2006).

Esta medida deverá ser implementada prioritariamente nas áreas envolventes ao complexo de serras Adiça-Ficalho e Preguiça-Malpique uma vez que, como se encontra ilustrado na Figura 30, esta é uma área onde predominam as zonas abertas. Deverá também ser aplicada na área envolvente à Herdade da Negrita, onde existem igualmente zonas abertas.

Áreas simultaneamente a menos de 300 m do ecótono e de parcelas de matos altos têm, em média, cerca de quatro vezes mais coelho (Fernández *et al.* 2003). Por outro lado, Carvalho & Gomes (2003) sugerem que a distância máxima entre parcelas de habitat adequado para o coelho é de 200 m, de forma a permitir a dispersão de indivíduos entre parcelas com uma razoável probabilidade de sobrevivência.

Tendo em conta estes estudos, sugere-se que parcelas de matos altos e pastagens, existentes ou a criar, se encontrem a uma distância de 200 a 300 m, providenciando assim os recursos de que os coelhos necessitam à escala dos seus territórios (Fernández 2005, Lombardi *et al.* 2007). A implementação destas medidas, contudo, deverá ser feita em extensas áreas, de forma a que a abundância de coelho possa ser gerida à escala espacial requerida pelo lince-ibérico (Fernández 2005).

Os esforços de recuperação de coelho deverão ser, sempre que possível, promovidos em locais próximos de açudes (Fernández 2005), de forma a assegurar a disponibilidade de água. Quando tal não for possível, deverá ser implementada uma rede de pontos de água com recurso a bebedouros artificiais (Ferreira & Sarmiento 2006).










Na Figura 30 estão representadas as manchas de matos baixos a intervir, estando também assinaladas as zonas que apresentam actualmente uma elevada densidade de orla, os açudes existentes, as zonas de refúgio (linhas de água, matos altos, matos baixos, montado com matos baixos e montado com matos altos) e as zonas abertas (culturas arvenses, olival, pastagens, montado sem sub-coberto).

Suspender a caça ao coelho-bravo

Até que se verifique uma resposta favorável da população de coelho-bravo às medidas implementadas, deverá ser estabelecida uma moratória de caça nas áreas intervencionadas. Esta medida poderá ser implementada através do arrendamento da caça e/ou do estabelecimento de reservas interditas à caça nas zonas intervencionadas (Mata 2004). Numa fase posterior é recomendável implementar um sistema

de gestão de quotas de abate cientificamente fundamentadas, em função da resposta da espécie às medidas de recuperação implementadas (Ferreira & Sarmento 2006).

Legenda

-  Sítio Moura-Barrancos
-  Galerias ripícolas
-  Açudes
-  Zonas abertas
-  Zonas de refúgio
-  Elevada densidade de orla
-  Zonas de residência
- Parcelas a intervir
-  Matos baixos
-  Montado com matos baixos

0 2 4 km



Figura 30. Localização das medidas de incremento da densidade de orla. Nas zonas de matos baixos propõe-se a limpeza selectiva de matos. Nas zonas abertas propõe-se o incremento de zonas de refúgio, através da criação de parcelas de matos altos ou da construção de maroços.

Reduzir a densidade de ungulados e de espécies pecuárias

A gestão cinegética dirigida para a exploração da caça grossa, e as práticas que lhe estão associadas (administração de alimento suplementar e instalação de cercas), resultam numa elevada densidade de ungulados, nomeadamente de veado *Cervus elaphus*, e na degradação da vegetação por sobrepastoreio e pisoteio. A intensificação da actividade pecuária gera igualmente situações extremamente prejudiciais para o coelho-bravo (Delibes *et al.* 2000, Junta da Extremadura 2004), sendo por isso recomendável que as densidades de ungulados e de espécies pecuárias sejam as adequadas para evitar a degradação da vegetação e o pisoteio excessivo.

A redução da densidade de ungulados é particularmente prioritária nas Herdades da Contenda, Coutada dos Frades, Cabeça de Porco e Monte Azul (zona 2), que apresentam elevada adequabilidade para a residência do lince-ibérico, e secundariamente nas Herdades de Marvões e Tesas (zona 6).

Monitorizar as populações de coelho-bravo

A monitorização da densidade de presas, através de uma metodologia expedita, de custos reduzidos e replicável, é fundamental para avaliar a eficácia das medidas implementadas e planear eventuais correcções. Deste modo, sugere-se que a monitorização das populações de coelho-bravo decorra com uma periodicidade bienal, devendo os seus detalhes metodológicos ser definidos por um grupo de trabalho ibérico (ver Cap. 9.2.).

Objectivo 3. Evitar a mortalidade não natural

Ferreras *et al.* (2001) defendem que a única forma de garantir a sobrevivência de mamíferos carnívoros é promover, simultaneamente, a existência de habitats de refúgio com uma elevada capacidade de carga (grande dimensão e elevada densidade de presas) e uma reduzida mortalidade. Assim, propõe-se um conjunto de medidas com vista a evitar a mortalidade por causas não naturais de uma eventual população de lince-ibérico no Sítio Moura-Barrancos.

Eliminar o efeito “armadilha” de infra-estruturas

O atropelamento em estradas é a causa de morte não natural mais preocupante (MMA 2004), devendo por isso ser tomadas todas as precauções para reduzir o seu efeito, nomeadamente:

- Vedação e construção de passagens para a fauna,
- Sinalização de locais sensíveis, com vista à redução da velocidade dos condutores,
- Limpeza de vegetação ao longo das bermas, para melhorar a visibilidade e eliminar refúgios perigosos.

Esta medida é particularmente importante no complexo de serras Adiça-Ficalho-Malpique-Preguiça (zonas 4 e 5), onde, apesar de existirem algumas condições favoráveis à ocorrência da espécie, existe uma elevada perturbação devida à presença de estradas. De referir que nesta zona foi encontrado um excremento de lince-ibérico em 2001, sendo este o último vestígio de lince-ibérico em Portugal.

Implementar boas práticas de gestão cinegética

As actividades cinegéticas, dirigidas ou não especificamente à espécie, causando a morte por armadilhas de ferros e armas de fogo, já foram a causa de mortalidade de lince mais importante (Palma 1980, Garcia-Pereira & Gisbert 1986, Ceia *et al.* 1998).

De forma a fomentar a implementação de práticas cinegéticas compatíveis com a conservação do lince-ibérico pelos próprios gestores cinegéticos sugere-se a aplicação das seguintes medidas nas áreas com adequabilidade para residência actual e futura:

- Estabelecer acordos com gestores de caça com o objectivo de compatibilizar interesses e auxiliar na procura de fundos que beneficiem a aplicação de práticas ambientalmente correctas;
- Contemplar períodos de interdição à caça nomeadamente nas áreas com adequabilidade para residência, na época de reprodução e nas zonas de caça turísticas e nacionais onde a gestão cinegética é dirigida para a caça grossa, com recurso a métodos de caça (batidas e montarias) altamente perturbadores;
- Realizar acções de sensibilização e de formação dirigidas aos diferentes sectores da sociedade envolvidos na gestão cinegética.

Objectivo 4. Atenuar a influência humana

Para além da disponibilidade de habitat, do fomento de coelho e da redução da mortalidade não natural, considera-se ainda relevante assegurar atenuar a influência humana através da implementação de medidas que evitem qualquer tipo de perturbação que ponha em causa a tranquilidade de que a espécie necessita, nomeadamente na altura da reprodução (Fernández *et al.* 2002).

Implementar um sistema de vigilância e fiscalização

Implementar um sistema de vigilância e fiscalização que assegure o controlo permanente das práticas cinegéticas, a dissuasão de perturbação causada pelo trânsito de pessoas e veículos, a detecção de métodos de correcção de densidade de predadores não autorizados, a localização dos pontos de risco (estradas, vias ferroviárias, poços), a detecção de outras situações ou instalações que modifiquem

negativamente o habitat. Simultaneamente, poderão ser desenvolvidas outras tarefas de extrema utilidade como a procura de indícios de presença e a monitorização das populações de coelho-bravo.

Substituir vedações

Alterar as vedações com reduzida abertura junto ao solo, por malhas com a abertura suficiente para a passagem de indivíduos (Heredia *et al.* 1998), de forma a eliminar barreiras físicas que impossibilitam ou dificultam a circulação de animais.

Esta medida é particularmente importante na zona 6, nas Herdades de Marvões e Tetas. Pela vasta extensão de cercas aqui existente. Na impraticabilidade da sua total substituição, sugere-se a criação de locais de passagem ao longo das vedações que não poderem ser substituídas.

Monitorizar o estado sanitário de outras espécies

Apesar de não ser uma situação muito preocupante, existem evidências da presença de algumas patologias nas populações silvestres que poderão vir a revelar-se, no futuro, como mais um factor de ameaça a ter em conta, nomeadamente: tuberculose bovina, peritonite infecciosa felina, leucemia felina e imunodeficiência felina (Delibes *et al.* 1993).

Para evitar a propagação de doenças sugere-se a monitorização do estado sanitário de outras espécie de animais silvestres, nomeadamente de carnívoros, bem como dos animais domésticos assilvestrados, cujos efectivos deverão ser controlados (Heredia *et al.* 1998, Millán *et al.* 2007).

Objectivo 5. Promover um processo de participação pública

Em última instância, cabe ao Ministério do Ambiente garantir que todos os esforços são efectuados para implementar as medidas adequadas para evitar a extinção do lince-ibérico. Este processo terá obrigatoriamente que passar pelo envolvimento responsável de outros ministérios que actuem, de alguma forma, na gestão e ordenamento do território, assim como de todos os actores da sociedade civil.

A sensibilização e o envolvimento dos diversos agentes são decisivos para garantir o sucesso da implementação de uma estratégia de conservação para o lince-ibérico a nível local/regional. Por um lado, a realização de acções de sensibilização para todas as faixas etárias e por outro, a promoção de workshops participativos, deverão ser desenvolvidos sistematicamente de forma a definir e implementar uma estratégia participada.

A estratégia a implementar, assim como os detalhes da sua implementação (o quê, como, quando e onde), deverão ser discutidos entre todos os actores, com o objectivo de obter consenso sobre as medidas a tomar, reconhecendo-se os interesses distintos dos vários envolvidos, de forma a incluir as expectativas de todos, e sobretudo a existência de uma população de lince-ibérico viável. As soluções encontradas deverão ser aplicadas a nível local e implementadas por gestores e proprietários (Heredia *et al.* 1998).

Tabela 12. Quadro lógico das medidas de gestão propostas para aplicação à escala local/regional

Objectivos	Acções	Indicadores
Objectivo 1. Disponibilidade de Habitat		
↑ adequabilidade para dispersão	Criar pequenas parcelas de matos altos (1ª fase)	Nº de parcelas de matos altos com área $\geq 300 \text{ m}^2$ (20)
	Recuperar galerias ripícolas (2ª fase)	Nº de linhas de água a intervir (6) Extensão de galerias ripícolas recuperadas (154,71 km)
↑ adequabilidade para residência	Expandir zonas contínuas de matos altos por regeneração natural (1ª fase)	Área das zonas contínuas de matos altos (+ 37,14 km ²)
	Criar novas zonas contínuas de matos altos por regeneração natural (2ª fase)	Área das novas zonas contínuas de matos altos
↑ adequabilidade para reprodução	Assegurar a existência de estruturas adequadas à reprodução	Nº de estruturas adequadas para o nascimento e desenvolvimento das crias
	Assegurar a conservação das actuais zonas contínuas de matos altos	Área de zonas contínuas de matos altos conservada
Objectivo 2 Incremento de presas	Fomentar a densidade de orla	Área de parcelas desmatadas Nº de parcelas de matos altos criadas Nº de abrigos artificiais (maroços)
	Suspender a caça ao coelho	Nº de zonas de caça aderentes e área envolvida
	Reduzir a densidade de ungulados e de espécies pecuárias	Densidade de ungulados Densidade de espécies pecuárias
	Monitorizar as populações de coelho-bravo	Evolução da densidade de coelho-bravo
Objectivo 3 Evitar mortalidade não natural	Eliminar o efeito "armadilha" de infra-estruturas	Nº de passagens construídas em estradas Extensão de estradas sinalizadas e sem vegetação nas bermas
	Implementar boas práticas de gestão cinegética	Nº de zonas de caça aderentes Nº de acções de formação realizadas
Objectivo 4 Atenuar a influência humana	Sistema de vigilância e fiscalização	Nº de infracções detectadas
	Substituir vedações e construir locais de passagem	Extensão de cercas substituídas
	Controlo de animais assilvestrados	Nº de passagens construídas
Objectivos 5 Processo de participação pública	Realizar acções de sensibilização	Nº de acções realizadas Nº de pessoas envolvidas
	Realizar workshops participativos	Nº de resoluções consensuais

8.2. Escala nacional/ibérica

Algumas actividades de âmbito nacional/ibérico, ou até mesmo comunitário, poderão facilitar de forma decisiva o sucesso da implementação de uma estratégia local/regional para a conservação da espécie. Tendo por base medidas propostas por Heredia *et al.* (1998) e a Junta da Extremadura (2004) sugerem-se as seguintes medidas de âmbito geral e agrupadas pelos objectivos anteriormente definidos.

Âmbito geral

- Assumir a conservação do lince-ibérico como uma prioridade política, em matéria de conservação da natureza, sob pena de permitirmos a sua extinção.
- Garantir a coordenação entre as administrações de Portugal e Espanha.
- Arquitectar um esquema de fluxo de informação sobre áreas sensíveis e actividades perturbadoras para o lince, entre todos os ministérios que de alguma forma, tenham influência sobre a gestão do território.
- Desenvolver campanhas de sensibilização para os diferentes sectores sociais, investigar as atitudes e valores destes grupos, avaliar o êxito das campanhas de sensibilização, envolver profissionais nesta matéria e estimular o emprego de técnicas adequadas. Realizar programas de sensibilização e formação adequados destinados a profissionais envolvidos no planeamento e implementação de políticas sectoriais que podem afectar a conservação do lince. Desenvolver planos de comunicação sobre as actividades e programas de conservação do lince. Realçar o interesse económico da conservação da espécie (criação de emprego, turismo rural, apoios internacionais).
- Implementar um processo permanente de resolução de conflitos.
- Definir protocolos únicos para os diferentes procedimentos, de forma a aumentar a eficácia dos trabalhos realizados e para melhorar a coordenação dos diferentes sectores implicados
- Submeter a avaliação de impacte ambiental qualquer actuação que possa implicar a alteração de habitat ou a mortalidade não natural de indivíduos, tais como: repovoamentos, estradas, desmatamentos, alterações de culturas, mini-hídricas, entre outras. Esta avaliação deverá ser efectuada pela autoridade em matéria ambiental, ser vinculativa e estar incluída nos planos de recuperação do lince-iberico. Seria importante unificar critérios de avaliação para serem aplicados uniformemente em todas as zonas de distribuição actual e potencial de lince.
- Reconhecer que a investigação é imprescindível para a conservação do lince, definindo formalismos que obriguem a realizar investigação sobre a espécie, incluindo todos os sectores com responsabilidade na conservação da espécie, aplicar fundos na investigação sobre a espécie, garantir que os resultados científicos obtidos são aplicados pelas diversas administrações, promover a publicação de resultados.
- Promover a realização de reuniões ibéricas para troca de informação.

Objectivo 1. Aumentar a disponibilidade do habitat

- Incluir todas as zonas com habitat adequado identificadas na área de distribuição nos finais dos anos 80, quer sejam áreas de presença estável quer sejam áreas de conexão, dentro da Rede Natura 2000 (Heredia *et al.* 1998).
- Travar a implementação de projectos agressivos que ameacem as áreas importantes para a espécie.
- Estimular o desenvolvimento de actividades compatíveis com a presença de matagal mediterrânico, como a apicultura e a pecuária extensiva, através de programas de financiamento desenhados para o efeito (Heredia *et al.* 1998).
- Eliminar qualquer tipo de financiamento público de actividades que contribuam para a eliminação drástica de matagal ou outros habitats favoráveis, ou que promovam habitats não favoráveis para a espécie na área de distribuição actual ou potencial para o lince.
- Promover o conhecimento detalhado da área de distribuição do lince, procurando identificar em cada sub-população as zonas fonte e sumidouro, assim como os corredores actuais e potenciais, e as zonas adjacentes com potencialidade para expansão
- Assegurar que os serviços técnicos de conservação têm um parecer vinculativo sobre a implementação de todas as actividades que pressupõem uma alteração de uso do solo, nas áreas importantes para a espécie.
- Promover a realização de projectos que visem o estabelecimento de corredores entre as populações de lince-ibérico. Esta medida é referida como estratégica para conservar a espécie por inúmeros autores, e.g. Rodríguez & Delibes (1992), Litvaitis *et al.* (1996), Ferreras *et al.* (1997), Gaona *et al.* (1998). Refira-se que a elevada mortalidade a que a espécie está sujeita durante esta fase, torna extremamente importante a implementação destas medidas. O risco de extinção em 100 anos de uma metapopulação de lince-ibérico reduz-se drasticamente de 45,5% para 2,1%, se existir conectividade entre as populações (Ferreras *et al.* 2001).

Objectivo 2. Aumentar a disponibilidade de presas

- Criar um grupo de trabalho sobre o coelho-bravo que estabeleça critérios de actuação, seguimento e divulgação de metodologias, de forma coordenada entre Portugal e Espanha.
- Assegurar a coordenação de acções agroambientais, de reflorestação e cinegéticas entre as diferentes administrações implicadas para favorecer a presença de coelho.
- Definir e empregar um único método de avaliação de populações de coelho, de aplicação simples, que permita realizar um seguimento contínuo da sua evolução.
- Exigir planos de gestão cinegética com critérios rigorosos que contemplem acções compatíveis com o fomento de coelho-bravo.
- Seguir de forma rigorosa a eficácia de vacinas e tratamentos ectoparasitários.
- Disponibilizar incentivos aos caçadores/gestores de caça que promovam acções de melhoria do habitat.

Objectivo 3. Evitar a mortalidade não natural

- Inventariar todas as estradas e outras infra-estruturas perigosas, para implementação de medidas correctoras necessárias, como a construção de passagens e a definição de limitações de velocidade.
- Interditar o uso de armadilhas e de venenos, independentemente da sua finalidade.
- Articular esforços entre todas as entidades envolvidas no controlo do uso não autorizado de métodos não selectivos de controlo de predadores.
- Implementar medidas de minimização em projectos já implementados, como construção de passagens para a fauna que favoreçam a permeabilidade de estradas e outras infra-estruturas.
- Promover a formação de pessoas responsáveis pelo desenvolvimento de actividades agro-silvo-pastoris.

Objectivo 4. Atenuar a influência humana

- Regulamentar todas as actividades que possam causar perturbação, nomeadamente colecta de lenha, cortiça, cogumelos, pinhas, apicultura e turismo de natureza.

9. Considerações finais

O lince-ibérico é a espécie de mamíferos carnívoros sobre a qual se tem acumulado mais conhecimento científico nos últimos vinte anos, não se justificando, por isso, alegar falta de informação para fundamentar o declínio das suas populações e a não adopção de medidas urgentes de conservação (Delibes 2002)

Actualmente a presença de populações reprodutoras de lince-ibérico está confirmada apenas em Espanha, em Doñana e na Serra Morena Oriental, as quais têm uma dimensão reduzida e estão sujeitas a um elevado risco de extinção por razões puramente estocásticas, não sendo viáveis sem a implementação de medidas activas de conservação (Delibes 2002).

O risco de extinção da população de Doñana é muito elevado devido a um reduzido recrutamento no interior do Parque Nacional e uma elevada mortalidade fora dos seus limites (Delibes 2002). Sobre a demografia da população de lince-ibérico da Serra Morena o conhecimento existente não é tão detalhado, mas estima-se que o seu risco de extinção seja inferior ao observado actualmente no Parque Nacional de Doñana (Delibes 2002).

A fragmentação e a redução da capacidade de carga do habitat é o principal factor de declínio da população total e do desaparecimento contínuo de subpopulações locais. A elevada mortalidade devida a atropelamentos e furtivismo aceleram o processo de extinção. Populações de 20-25 indivíduos com idade superior a um ano provavelmente não sobreviverão mais que 100 anos. No entanto, existindo habitat adequado e abundância de presas, e sendo evitada a mortalidade não natural, a espécie tem potencial para reconstituir rapidamente as populações por reprodução natural (Heredia *et al.* 1998).

Em Portugal, em 1998, Ceia *et al.* estimavam a presença de 4 a 6 indivíduos na área de estudo, entre a região da Contenda e a Serra da Adiça. No entanto, nos últimos trabalhos de campo realizados a nível nacional, entre 2002 e 2003, não foi possível detectar a presença da espécie (Sarmiento *et al.* 2004). O último dado confirmado da presença de lince-ibérico em Portugal é referente a um excremento de um macho encontrado na Serra da Adiça, em Dezembro de 2001 (Santos-Reis 2003).

Apesar de não existirem evidências de populações estáveis de lince-ibérico em Portugal, os locais com maior probabilidade de ocorrência da espécie situam-se sobretudo na fronteira com a comunidade autónoma espanhola da Andaluzia (ICN 2006). No passado recente, determinou-se a existência de uma população de 40-45 indivíduos na Serra Morena Ocidental – Guadiana, abrangendo Portugal e as comunidades autónomas espanholas da Andaluzia e Extremadura; assim como uma população na Serra Morena Central com cerca de 60-65 indivíduos, localizada na Comunidade Autónoma da Andaluzia

(Delibes *et al.* 2000). Para além disso, existe ainda a possibilidade de indivíduos dispersantes provenientes da população de Doñana atingirem esta região (ICN 2000), devido a uma continuidade paisagística que liga estas duas zonas (Junta de Andaluzia 2004).

Neste contexto surge a importância de realização deste trabalho, tendo como principal objectivo avaliar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para a ocorrência do lince-ibérico, com vista à definição de medidas de conservação activa. Para tal, foram recolhidas 14 variáveis indicadoras da presença humana, da densidade de presas e estrutura da paisagem.

Com base na informação recolhida, foram realizadas diversas análises recorrendo à ferramenta *Weighted Overlay* do *software* ArcGis 9.1, com o propósito de modelar a adequabilidade do Sítio Moura-Barrancos para a dispersão de indivíduos, o estabelecimento de territórios de residência e a existência de condições para a reprodução do lince-ibérico.

As análises realizadas no âmbito deste trabalho demonstraram que o Sítio Moura-Barrancos apresenta adequabilidade para a dispersão de indivíduos, os requisitos mínimos exigidos para a instalação de 6 a 8 territórios de residência, dos quais 5 possuem adequabilidade para reprodução.

Com vista a melhorar as condições das zonas com adequabilidade e a expandir a sua dimensão, é proposto um conjunto diversificado de medidas práticas de gestão do habitat, a implementar a nível local/regional. A aplicação destas medidas assume um duplo objectivo, por um lado pretende potenciar a instalação de territórios por indivíduos dispersantes provenientes de outras populações, por outro visa dotar a região das condições necessárias para uma possível reintrodução da espécie.

As medidas sugeridas, tanto a nível local/regional como a nível nacional/ibérico, encontram-se agrupadas em quatro objectivos: aumentar a disponibilidade de habitat, aumentar a disponibilidade de presas, evitar a mortalidade não natural e assegurar a manutenção da qualidade do habitat.

No que se refere às medidas de âmbito local/regional, e para aumentar a disponibilidade de habitat, sugere-se: (i) a criação de pequenas parcelas de matos altos dispersas na paisagem e a recuperação das galerias ripícolas (aumentar a adequabilidade para dispersão), (ii) o aumento da área de matos altos (incrementar a capacidade para instalação de territórios de residência), e (iii) a preservação das zonas contínuas de matos altos e a existência de estruturas físicas que permitam o nascimento e desenvolvimento das crias (garantir condições para a reprodução). Refira-se que a expansão das zonas contínuas de matos altos nas áreas que apresentam actualmente adequabilidade para residência, poderá duplicar a capacidade do meio para albergar territórios de indivíduos residentes.

Para fomentar os recursos tróficos requeridos pela espécie propõe-se: (i) incrementar a densidade de orla nas zonas de matos muito homogéneas, (ii) criar zonas de refúgio nas áreas abertas (crescimento de matos altos seja ou construção de maroços), (iii) suspender a caça ao coelho-bravo até existir uma resposta positiva destas populações às medidas implementadas e (iv) reduzir a densidade de ungulados e de espécies pecuárias. Monitorizar as populações de coelho-bravo é uma medida fundamental para avaliar a eficácia das acções realizadas. Para evitar a mortalidade não natural propõe-se a eliminação do efeito “armadilha” de infra-estruturas, nomeadamente das estradas, e a implementação de boas práticas de gestão cinegética. Considera-se ainda fundamental garantir a boa qualidade do habitat, nomeadamente evitando a perturbação causada por diversas actividades humanas através de um sistema de fiscalização e vigilância.

Por último sugere-se o envolvimento de todas as partes interessadas na implementação de qualquer plano que vise a conservação do lince-ibérico, de modo a permitir o verdadeiro envolvimento e a incutir um espírito de responsabilização nos agentes locais, que participam de forma activa e diária na gestão do território.

Perante a situação crítica do lince-ibérico, sendo o Sítio Moura-Barrancos contíguo com a Serra Morena Ocidental onde é provável existirem indivíduos residentes, esta região, classificada ao abrigo da Directiva Habitats (92/43/CEE), reveste-se de uma importância crucial para a conservação do felídeo mais ameaçado do mundo.

A sociedade civil e os conservadores estão alertados para a situação crítica em que se encontra o lince-ibérico, sendo prova disso o aumento do turismo para a sua observação em Espanha. No entanto, os trofeus (crânio e pele) têm um preço muito elevado no mercado clandestino. É também verdade que alguns proprietários preferem que a espécie não ocorra na sua propriedade para evitar o incómodo que pressupõe a responsabilidade de conservação da espécie e os compromissos daí decorrentes (Delibes 2002).

Neste contexto, é imprescindível fomentar uma mudança de atitude através da realização de acções de sensibilização para a sociedade em geral e de acções de formação dirigidas a sectores sociais específicos, nomeadamente os agentes de ordenamento e gestão do território.

A responsabilidade de evitar a extinção do lince-ibérico é de todos os cidadãos, desde proprietários, gestores cinegéticos, ONGs, administração local e central, até à União Europeia, pretendendo, este trabalho, ser um contributo pessoal neste sentido.

10. Agradecimentos

À LPN (Liga para a Protecção da Natureza), ao Programa Lince e ao FFI (Fauna and Flora International) só posso deixar aqui um agradecimento expresso por terem apoiado, a todos os níveis, este trabalho. O objectivo comum que nos move – a conservação do lince-ibérico – resultou numa parceria profícua, que viabilizou a realização deste trabalho. E porque as instituições são pessoas, um obrigado especial para a Isabel e para o Eduardo, mas também ao Miguel Lecoq pela forma sempre paciente como foi recebendo as más notícias (as dos atrasos). Já agora, deixo aqui expresso o meu pedido de desculpas pelas sucessivas prorrogações de prazos, que apesar de terem tido sempre uma justificação, foram atrasos...

Aos orientadores desta dissertação, Prof^a Margarida Santos-Reis e Prof. António Mira, um agradecimento muito especial por todo o apoio, disponibilidade e paciência que demonstraram ao longo de todos estes meses de trabalho. Apesar dos seus inúmeros afazeres, sempre deram resposta às minhas dúvidas de forma célere e interessada. Muito obrigada!

Não posso também deixar de agradecer ao CEAI, pelas horas que me libertou e pelo apoio incondicional que sempre demonstrou. Também aqui, é imprescindível expressar o meu agradecimento à Sofia Janeiro, ao Rux (o dos bufos) e à Xãozinha, companheiros de luta. Muito obrigada por terem segurado (todas) as pontas!!!

Para a Sofia, minha irmã e vizinha, obrigada por estares aqui, pelo apoio sempre incondicional, pela forma desinteressada de estares a vida, por existires. Claro que sim Cristina, a mana também gosta muito de ti e da minha sobrinha mais linda do mundo!

Ao Fred - o verdadeiro *rabbit man* - um agradecimento muito especial pela ajuda inqualificável com o trabalho de campo dos coelhos! O que seria de mim sem a tua preciosa colaboração? Obrigada!

E à Teresa Saraiva, provavelmente a moça mais esgroviada que alguma vez conheci, muito obrigada por me teres metido numa verdadeira alhada quando sugeriste que eu classificasse os ortofomapas em cores... que se traduziram em meses intermináveis de trabalho... (hádse cá vir!).

Depois há aquelas pessoas que, agora aqui agora ali, vão dando a sua pequena grande ajuda e que, sem elas, teria sido muito mais difícil concluir esta tarefa. Ao Nuno Pedroso, Mafalda Basto e Sandra Guerra, obrigada!

Ao Prof. Nuno Neves pela ajuda com os SIG, à DGRF na pessoa do Arq. Nuno Lecoq pela disponibilização da cartografia da Contenda, ao ICN e ao INGA pela disponibilização dos ortofotomapas.

E quase por último, sendo que os últimos são sempre os primeiros, um agradecimento ao *gato bravo* - como é conhecido por montes e barrancos - por me ter proporcionado a realização deste trabalho. Numa daquelas noites de inspiração, em que as conversas são como as cerejas, lá terminámos a noite a discutir uma possível tese de mestrado em lince-ibérico que até podia não ter dado em coisa nenhuma, mas que afinal, até acabou mesmo por ser a minha tese de mestrado... quem havera de dzer!!!

Aos meus pais... como poderei eu expressar o meu agradecimento? Sem eles eu nunca tinha conseguido concluir este trabalho! É que entretanto o Francisco apareceu... (sem mais comentários...).

Por último, mas de forma nenhuma os últimos, ao *meu pessoal*, um obrigado do tamanho do mundo! Obrigada pela companhia, pelas críticas sempre justas e construtivas, pela amizade, pela mão no ombro... e mais não digo... E ao meu pequenote, as minhas desculpas por ter estado tanto tempo longe nos primeiros meses de vida e muito, muito, muito obrigada pela força e pela inspiração!!! Sem ti, isto não tinha graça nenhuma!

11. Bibliografia

- Aldama, J. J. and Delibes, M. 1990. *Some preliminar results on rabbit energy utilization by the Spanish lynx*. Acta Vertebrata Doñana 17(1): 116-121.
- Aldama, J., J. Beltrán & M. Delibes. 1991. *Energy Expenditure and Prey Requirements of Free-ranging Iberian Lynx in Southwestern Spain*. Journal Wildlife Management. 55(4): 635-641.
- Angulo, E. & R. Villafuerte. 2003. *Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations*. Biological Conservation. 115: 291-301.
- Angulo, E. 2003. *Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Tesis doctoral.
- Araújo, M.. 1999. *Biodiversity distribution and reserve network design in Portugal*. Diversity and Distributions (5): 151-163.
- Arranz, J. A., Caldera, J., Davila, C., Delibes, M., Garzon, P., Gonzalez, J. L., Gonzalez, L. M., Heredia, B., Guzman, J. N., Pintos, R., Dominguez, L., Pereira, P., Prada, L., and Ruiz, R. 1999. *Estrategia para la conservación del lince Ibérico (Lynx pardinus) en España*. Comision Nacional de Proteccion de la Naturaleza.
- Aymerich, M. 1982. *Etude comparative des régimes alimentaires du lynx pardelle (Lynx pardina Temminck, 1824) et du chat sauvage (Felis silvestris Schreber, 1777) au centre de la péninsule Ibérique*. Mammalia 46(4): 515-521.
- Banuls et al (2005). *Plan de Manejo del Lince en el Parque Nacional de Doñana*. Memoria de Actuaciones. Año 2004.
- Bego, F. & Zoto, H. 2004. *Status and conservation of the Eurasian lynx (Lynx lynx) in Europe in 2001*. Ed. by M. von Arx, Ch. Breitenmoser-Würsten, F. Zimmermann and U. Breitenmoser, KORA Bericht N°19.
- Beltrán, J. & M. Delibes. 1991. *Ecología Trófica del Lince Ibérico en Doñana Durante un Periodo Seco*. Doñana. Acta Vertebrata, 18 (1): 113-122.
- Beltrán, J. F. & M. Delibes. 1994. *Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynxes*. Journal Mammology. 75(2): 382-393.
- Beltrán, J. F. and Delibes, M. 1993. *Physical characteristics of Iberian lynxes (Lynx pardinus) from Donana, southwestern Spain*. Journal Mammology. 74(4): 852-862.
- Beltrán, J. F., Aldama, J. J., and Delibes, M. 1992. *Ecology of the Iberian lynx in Donana*. XVIII Congress International Union Game Biology, Krakow, August 1987: 1-8.
- Beltrán, J. F., J. E. Rice & R.L. Honeycutt. 1996. *Taxonomy of the Iberian lynx*. Nature 379: 407-408.
- Beltrán, J. F., Rice, J. E., and Honeycutt, R. L. 1996. *Taxonomic Status of the Iberian Lynx*. Cat News 24: 19-20.

- Beltrán, J.F., J.I. Aldama, and M. Delibes. 1992. *Ecology of the Iberian Lynx in Doñana Southwestern Spain*. In: Global trends in wildlife management. B. Bobek, K. Perzanowski, and W. Regelin (eds). Trans. 18th IUGB Congress, Krakow 1987, Swiat Press, Kralaw-warszawa. 1992.
- Bessa-Gomes, C., Fernandes, M., Abreu, P., Castro, L. P., Ceia, H., Pinto, B., and Pires, A. E. 2002. *Le lynx pardelle (Lynx pardinus) au Portugal: diverses approches dans un scénario de pré-extinction*. In: Chapron, G. and Moutou, F. L'Etude et la Conservation des Carnivores: 130-135. Paris, Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères SFEPM.
- Blanco, J.C. & R. Villafuerte. 1993. *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos, incidencia de la enfermedad hemorrágica*. Empresa de Transformación Agraria S.A., pp 123.
- Brito, C., E. G. Crespo & O. S. Paulo. 1999. *Modelling wildlife distributions: Logistic Multiple Regression vs Overlap Analysis*. *Ecography* 22 (3), 251–260.
- Calvete, C. 2002. *Management tools to enhance wild rabbit populations*. Proceedings International Seminar on the Iberian lynx, Andújar Spain, 29-31 October 2002.
- Calvete, C., E. Angulo & R. Estrada. 2005. *Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective*. *Biological Conservation*. 121: 623–634.
- Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., and Osacar, J. J. 1997. *Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain*. *J. Zool. , Lond.* 241: 271-277.
- Carvalho J. C. & P. Gomes. 2003. *Habitat suitability model for european wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) with implications for restocking*. *Game and Wildlife Science*, vol. 20 (4): 287-301.
- Castro, L. & Palma, L. 1996. *The current status, distribution and conservation of the Iberian lynx in Portugal*. *Journal of Wildlife Research*, 2: 179-181.
- Castro, L. 1994. *Ecologia Y Conservación del Lince Ibérico en la Sierra Portuguesa de Malcata*. Quercus. Febrero. P. 8-12.
- Cat News. 1997. *Phylogeny and Conservation of Iberian Lynxes*. 27:23.
- Ceia, H., Castro, L., Fernandes, M. & Abreu, P. (1998). *Lince-ibérico em Portugal. Bases para a sua conservação*. Relatório final do Projecto "Conservação do lince-ibérico". ICN/LIFE Programme. Unpublished Internal Report.
- Celio, Alves & C. Ferreira. 2004. *Determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus algirus) em Portugal Continental*. Relatório final. Protocolo de Colaboração no âmbito do projecto "Revisão do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal". Linha de Acção 3). ICETA - Universidade do Porto. Cunha Serra, R., Sarmiento, P., Baeta,
- Cunha Serra, R., P. Sarmiento, R. Baeta, C. Simão & T. Abreu. 2005. *Plano de Conservação ex situ para o lince-ibérico em Portugal*. Lisboa, Instituto para a Conservação da Natureza (ICN), Investigação Veterinária Independente (IVI), Reserva Natural da Serra da Malcata (RNSM).
- Delibes, M. 1979. *Le lynx dans la péninsule ibérique - répartition et régression, prédation*. Der Luchs auf der Iberischen Halbinsel - Verteilung und Regression, Beute. Bulletin Mensuel de l'Office de la chasse Numéro spécial scientifique et technique: 41-57. Office National de la Chasse.

- Delibes, M. 1980. *El Lince Iberico - Ecología y comportamiento alimenticios en el Coto Doñana*, Huelva - Feeding ecology and behaviour of the Spanish lynx in the Coto Doñana, Huelva (Spain). Donana, Acta Vertebrata: Numero Especial 7(3): 1-128. Sevilla.
- Delibes, M. 1989. *Factors regulating a natural population of Iberian lynxes*. Proceedings Reintroduction of Predators in Protected Area, Torino 1987: 96-99.
- Delibes, M. 2002. *Qué sabemos y qué necesitamos saber para conservar al lince ibérico?* Proceedings International Seminar on the Iberian lynx, Andújar Spain, 29-31 October 2002: 4-5.
- Delibes, M., A. Rodríguez & P. Ferreras. 2000. *Action Plan for the Iberian Lynx (Lynx pardinus) in Europe*. Convention on the Conservation of the European Wildlife and Natura Habitats. Group of Experts on Conservation of Large Carnivores.
- Delibes, M., F. Palacios, J. Garzon & J. Castroviejo. 1975. *Notes sur l'alimentation et la biologie du lynx pardelle. Lynx pardina* (Temminck, 1824), en Espagne. Mammalia 39(3): 387-393. (also with Spanish summary).
- Delibes, M., Ferreras, P., and Aldama, J. J. 1993. *Dynamics and conservation problems of a small and fragmented population of Iberian lynx*. T-PVS (93) 35: 70-75. Council of Europe Publishing.
- en España. (Iberian lynx population census in Spain). DGCN. MIMAM. Relatório interno não publicado.
- ESRI. ArcGIS Spatial Analyst: Advanced GIS Spatial Analysis Using Raster and Vector Data. New York. 17 pp.
- Fernández, N. & F. Palomares. 2000. *The selecting of Breeding dens by the endangered Iberian lynx (Lynx pardinus): implications for its conservation*. Biological Conservation 94: 51-61.
- Fernández, N. 2005. *Spatial patterns in European rabbit abundance after a population collapse*. Landscape Ecology 20: 897-910
- Fernández, N., Delibes, M. & Palomares, F. 2006. *Landscape evaluation in conservation: molecular sampling and habitat modeling for the Iberian lynx*. Ecological applications 16: 1037-1049
- Fernández, N., Delibes, M. & Palomares, F. 2007. *Habitat-related heterogeneity in breeding in a metapopulation of the Iberian lynx*. Ecography 30: 431-439.
- Fernández, N., F. Palomares & M. Delibes. 2002. *The use of breeding dens and kitten development in the Iberian lynx (Lynx pardinus)*. Journal Zoological of London. 258: 1-5.
- Fernández, N., M. Delibes, F. Palomares & D. Mladenoff. 2003. *Identifying Breeding Habitat for the Iberian Lynx: Inferences from a fine-scale spatial analysis*. Ecological Society of America. Ecological Applications. 13(5). pp. 1310-1324.
- Ferreira, C. & P. Sarmiento. 2006. *A importância da Gestão do Habitat no Fomento de Populações de Coelho-bravo*. Pp: 103-130. Ferreira, C. & P.C. Alves. 2006. *Gestão de Populações de Coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus algirus)*. Federação Alentejana de Caçadores (Eds.). 188 pp.
- Ferreira, C. & P.C. Alves. 2006. *Gestão de Populações de Coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus algirus)*. Federação Alentejana de Caçadores (Eds.).

- Ferreira, C. 2003. *Avaliação da eficácia da gestão do habitat em populações de Coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus algirus) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Dissertação de mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 107 pp.
- Ferrer, M. & J.J. Negro. 2004. *The Near Extinction of Two Large European Predators: Super Specialists Pay a Price*. Conservation Biology. Vol: 18, Nº 2. 344-349 p.
- Ferreras P., P. Gaona, F. Palomares & M. Delibes. 2001. *Increase numbers or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx*. Animal Conservation. 4:265–274.
- Ferreras, P. 2001. *Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx*. Biological Conservation. 100: 125-136.
- Ferreras, P., J. F. Beltrán, J. J. Aldama, and M. Delibes. 1997. *Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (Lynx pardinus, Temminck, 1824)*. Journal of Zoology 243: 163-189.
- Ferreras, P., J.J. Aldama, J.F. Beltrán & M. Delibes. 1992. *Rates and Causes of Mortality in a Fragmented Population of Iberian Lynx Felis pardina Temminck, 1824*. Biological Conservation. 61: 197-202.
- Ferreras, P., M. Delibes, F. Palomares, J. Fedriani, J. Calzada & E. Revilla. 2004. *Proximate and ultimate causes of dispersal in the Iberian lynx Lynx pardinus*. Vol. 15, nº 1 : 31-40.
- Gaona, P. Ferreras, P. & Delibes, M. 1998. *Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (Lynx pardinus)*. Ecological Monographs, 68: 349-370.
- García, F. J. and Guzman, J. N. 2005. *Actuaciones para el fomento del conejo silvestre en España*. Ambienta, Octubre 2005: 56-61.
- García-Perea, R. and Gisbert, J. 1986. *Causas de mortalidad del lince ibérico en los Montes de Toledo y Sierra Morena*. Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España : 183-185.
- Gil Sanchez, J. M. 2002. *Evolucion de la distribucion del lince ibérico (Lynx pardinus) en la Sierra de Andujar: Resultados de entrevistas de campo y aplicaciones a la gestion*. In: Biodiversidad y Conservacion de Fauna y Flora en Ambientes Mediterraneos: 197-2001. Barea Azcon, J. M., Ballesteros Duperon, E., Luzon Ortega, J. M., Moleon Paiz, M., Tierno de Figueroa, J. M., and Travesi Ydanez, R.(Eds.).
- Gil Sanchez, J. M., J.F. Sanchez Clemot, F. Molino Garrido, G. Valenzuela Serrano & M. Meleon. 1998. *Presencia actual del lince ibérico (Lynx pardinus) en la Provincia de Granada*. Galemys 10(2): 47-52.
- Gonçalves, P. 2006. *Influência da gestão agro-pecuária na ocorrência de lebre em Zonas de Caça do Sítio de Monfurado*. Tese de Mestrado em Biologia da Conservação, Faculdade Ciências da Universidade de Lisboa. 56 pp.
- González Oreja, J. A. 1998. *Non-natural mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata (W Spain)*. Miscel.lània Zoològica 21(1): 31-35.

- Gragera Diaz, F. 1993. *Nuevos datos sobre la distribucion pasada a actual del Lince ibérico (Felis pardina T.) en la provincia de Badajoz*. Aegyptus 11: 77-79.
- Guzmán, J. N., F.J. García, G. Garrote, R. Perez de Ayala & M.C. Iglesias Llamas. 2002. *Iberian lynx (Lynx pardinus) distribution and current conservation status in Spain, 2000-2002*. Report summary. Proceedings International Seminar on the Iberian lynx, Andújar Spain, 29-31 October 2002.
- Guzmán, J. N., F.J. García, G. Garrote, R. Perez de Ayala & M.C. Iglesias Llamas. 2002. *Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince-ibérico*.
- Guzmán, J. N., García, F. J., Garrote, G., Perez de Ayala, R., and Iglesias Llamas, M. C. 2003. *Censo-diagnostico de las poblaciones de lince ibérico ("Lynx pardinus") en Espana, 2000-2002*. Boletín de los Programas de Conservación de Especies Amenazadas y del inventario de Biodiversidad: 9-11.
- Guzmán, J.N, F. J. García, G. Garrote, R. Pérez de Ayala. 2004. *Seguimeiento y Status del Lince Ibérico Lynx pardinus en España. 2002.-2004*. II Seminario Internacional sobre la Conservación del Lince Ibérico. Junta de Extremadura. Córdoba 1-17 Diciembre.
- Heredia, B., P. Gaona, A. Vargas, U. Seal & S. Ellis (Eds.). 1998. *Análisis de la Viabilidad de Población y del Hábitat del Lince Ibérico (Lynx pardinus)*. Parque Nacional de Cabañeros, 21-23 de Febrero. 61 pp.
- ICN 2000. *Conservation Action Plan for the Iberian Lynx in Portugal - Proposal*.
- ICN 2006. *Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. Lisboa.
- INE. 2006. *Anuário Estatístico da Região Alentejo 2005*. Portugal.
- IUCN. 2001. *World Conservation –The IUCN Red List*. The IUCN Bulletin. Number 3.
- IUCN. 2007. *IUCN Red List of Treathened species*. In <http://www.iucnredlist.org>
- IUCN/SSC Cat Specialist Group. 2002. *Iberian Lynx Declared Critically Endangered*. Cat News 37: 1-2.
- Jackson, P. 2002. *International Seminar on the Iberian Lynx. Andújar (Spain) 29-31 October 2002*. Cat News 37: 25.
- Johnson, W. E., J. A. Godoy, F. Palomares, M. Delibes, M. Fernandes, E. Revilla & S. J. O'BRIEN. 2004. *Phylogenetic and Phylogeographic Analysis of Iberian Lynx Populations*. Journal of Heredity. 2004: 95 (1):19-28
- Junta de Andalucía (2004). *Informe sobre areas potenciales de reintroducción de lince ibérico en Andalucía (2004)*. Recuperación de las poblaciones de Lince Ibérico (Lynx pardinus) en Andalucía.LIFE Naturaleza 2002 – 2006. Relatório Interno.
- Junta de Extremadura. 1997. *Inventario, Situación y Plan de Recuperación del Lince Ibérico en Extremadura*.
- Junta de Extremadura. 2004. *II Seminario Internacional sobre la Conservación del Lince Ibérico*. Córdoba 1-17 Diciembre.
- Junta de Extremadura. 2004. *Plan de recuperación del lince ibérico (Lynx pardinus) en Extremadura*.
- Litvaitis, J., J. Belltrán, M. Delibes, S. Moreno & R. Villafuerte. 1996. *Sustaining Felid Populations in Human-dominated Landscapes*. Journal Wildlife Research. 1(3): 292-296.

- Lombardi, L., Fernández, N. & Moreno, S. *Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments* Appendix Basic and Applied Ecology 8:453-463
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S. & Villafuerte, R. 2003. *Habitat-related differences in rabbit (Oryctolagus cuniculus) abundance, distribution, and activity*. Journal of Mammalogy 84: 26-36
- Martins, H., Barbosa, H., Hodgson, M., Borralho, R., and Rego, F. 2003. *Effect of vegetation type and environmental factors on European wild rabbit Oryctolagus cuniculus counts in southern Portuguese montado*. Acta Theriologica 48(3): 385-398.
- Mata, M. 2004. *Status of the Iberian Lynx Population In Andújar-Cardena and Doñana*. II Seminario Internacional sobre la Conservación del Lince Ibérico. Junta de Extremadura. Córdoba 1-17 Diciembre.
- Mata, M.S. 2004b. *Estrategia de Conservación del Lince Ibérico en Andalucía*. II Seminario Internacional sobre la Conservación del Lince Ibérico. Junta de Extremadura. Córdoba 1-17 Diciembre.
- McCoy, J.. 2004. *ArcGIS9 - Geoprocessing in ArcGIS*. ESRI. EUA. 370 pp.
- Millán, J. F. Ruiz-Fons, F. J. Márquez, M. Viota, J. V. López-Bao & M. Paz Martín-Mateo. 2007. *Ectoparasites of the endangered Iberian lynx Lynx pardinus and sympatric wild and domestic carnivores in Spain*. Medical and Veterinary Entomology. 21, 248–254.
- Moreno, S. & R. Villafuerte. 1995. *Traditional Management of scrubland for the Conservation of Rabbits and their Predators in Doñana National Park, Spain*. Biological Conservation 73: 81-85.
- Moreno, S., R. Villafuerte, S. Cabezas & L Lombardi. 2004. *Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain*. Biological Conservation. 118: 183-193.
- NCDENR/DCM - North Carolina Department of Environmental and Natural Resources. Division of Coastal Management. 2005. *Land Suitability Analysis - User Guide. For ArcView 3.x and ArcGIS 9.x*. December. 72 pp.
- Nowell, K. & Jackson, P. 1996. *Wild Cats. Status survey and conservation action*. IUCN, Gland.
- Nowell, K. 2002. *Revision of the Felidae Red List of Threatened Species*. Cat News 37: 4-7.
- Palma, L.. 2000. <http://www.naturlink.pt>
- Palma, L., Beja, P. & Rodrigues, M..1999. *The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution*. Journal of Applied Ecology, 36: 812-824.
- Palma, L..1980. *Sobre distribuição, ecologia e conservação do lince ibérico em Portugal*. I Reunião Iberoamericana de Zólogos de Vertebrados,1: 569-586.
- Palma, L..1996. *O Lince ibérico Lynx pardinus no Algarve e Sudoeste do Alentejo*. Ciência e Natureza, 2: 7-14.
- Palomares, F. 2001b. *Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment*. Wildlife Society Bulletin 29(2): 578-585.
- Palomares, F. 2003. *Warren building by European rabbits (Oryctolagus cuniculus) in relation to cover availability in a sandy area*. Journal Zoological, London. 259: 63-67.

- Palomares, F. M. Delibes, E. Revilla, J. Calzada & J.M. Fedriani. 2001. *Spatial Ecology of Iberian Lynx and Abundance of European Rabbits in Southwestern Spain*. Wildlife Monographs. Wildlife Society. Nº 48. Outubro 2001.
- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Aldama, J. J., Revilla, E., Calzada, J., and Fernandez, N. 2003. *Estructura de la metapoblación de lince de Doñana*. In: In Memoriam al Prof. Dr. Isidoro Ruiz Martínez: 505-526. Perez Jimenez, J. M.(Ed.). Universidad de Jaén, Jaén.
- Palomares, F., M. Delibes, P. Ferreras, J.M. Fedriani, J. Calzada & E. Revilla. 2000. *Iberian Lynx in a Fragmented Landscape: Predispersal, Dispersal, and Postdispersal Habitats*. Conservation Biology. Volume 14. Nº 3. Junho.
- Palomares, F., Revilla, E., Calzada, J., Fernandez, N., and Delibes, M. 2005. *Reproduction and pre-dispersal survival of Iberian lynx in a subpopulation of the Doñana National Park*. Biological Conservation. 122: 53-59.
- Palomares, F., Rodriguez, A., Laffitte, R., and Delibes, M. 1991. *The Status and Distribution of the Iberian Lynx Felis pardina (Temminck) in Coto Donana Area, SW Spain*. Biological Conservation. 57: 159-169.
- Palomares, F.. 2001a. *Vegetation structure and prey abundance requirements of Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors*. British Ecological Society. Journal of Applied Ecology. 38: 9-18.
- Pertoldi, C., R. García-Perea, JA. Godoy, M. Delibes, V. Loeschcke. 2006. *Morphological consequences of range fragmentation and population decline on the endangered Iberian lynx (Lynx pardinus)*. Journal of Zoology 268 (1), 73–86.
- Pires, A. E. & Fernandes, M. L. 2003. *Last lynxes in Portugal? Molecular approaches in a pre-extinction scenario*. Conservation Genetics 4(4): 525-532.
- Pitcher, J. 2001. *Iberian Lynx: Conservation threats and management solutions*.
- Plano de Conservação ex situ para o lince-ibérico em Portugal: 1-80. Lisboa, Instituto para a Conservação da Natureza (ICN), Investigação Veterinária Independente (IVI), Reserva Natural da Serra da Malcata (RNSM).
- Queiróz, A.I. (coord), P.C. Alves, I. Barroso, P. Beja, M. Fernandes, L. Freitas, M.L. Mathias, A. Mira, J.M. Palmeirim, R. Prieto, A. Rainho, L. Rodrigues, M. Santos-Reis & M. Sequeira. 2006. *Lynx pardinus Lince-ibérico* Pp 527-528,577 in *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal* (Cabral M.J., J. Almeida, P.R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M.E. Oliveira, J.M. Palmeirim, A.I. Queiroz, L. Rogado & M. Santos-Reis (eds.)). 2ª ed. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim. Lisboa.
- Revilla, E., T. Wiegand, F. Palomares, P. Ferreras & M. Delibes. 2004. *Effects of Matrix Heterogeneity on Animal Dispersal: From Individual Behavior to Metapopulation - Level Parameters*. The American Naturalist. Vol. 164, nº 5.

- Ribeiro, O., H. Lautensach & S. Daveau. 1988. *Geografia de Portugal. II. O Ritmo Climático e a Paisagem*, Edições João Sá da Costa. Lisboa. XXII. pp. 335-623.
- Rodríguez, A & M. Delibes. 1990. *El lince ibérico (Lynx pardina) en España: distribución y problemas de conservación*. ICONA, Madrid.
- Rodríguez, A. & M. Delibes. 2002. *Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx*. ECOGRAPHY 25: 314–328.
- Rodríguez, A. & M. Delibes. 2003. *Population fragmentation and extinction in the Iberian lynx*. Biological Conservation. 109: 321–331
- Rodríguez, A. (2004). *Lince ibérico - Lynx pardinus*. In: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Rodríguez, A., Revilla, E., and Fernández, N. 2002. *Ecology of the lynx at the regional, population, and individual levels*. Proceedings International Seminar on the Iberian lynx, Andújar Spain, 29-31 October 2002: 11-14.
- Rodríguez, A., Vargas, A., & Delibes, M.. 2001. *Elementos para elaborar una estrategia para la conservación del lince ibérico*.
- Samayoa, R. 2004. *Relación entre Conservación y Planificación. El caso del lince ibérico (Lynx pardinus) en la comarca de Doñana*. Tesis de Máster, Universidad Autónoma de Madrid, Universidad Complutense de Madrid y Universidad de Alcalá de Henares, 47pp.
- Sánchez. J.L., J. Molina, F.J. Samblás & E. Virgós. 1998. *Nuevos Datos sobre las Poblaciones de Lince Ibérico Lynx pardinus (Temminck, 1827) en el Sur de la Provincia de Jaén (Sur de España)*. Galemys 10: 121-127.
- Santos-Reis, M. & J. Ferreira. 2005. *Projecto de Conservação e Gestão de Habitats Prioritários para o Lince-ibérico (Lynx pardinus)*. 1º Relatório de progresso. FCUL / CBA. Lisboa. 25 pp.
- Santos-Reis, M., J.P. Ferreira, N. Pedroso, C. Baltazar, H. Matos, I. Pereira, C. Grilo, T. Sales-Luís, M.J. Santos, A..T. Cândido, I. Sousa & M. Rodrigues. 2003. *Projectos de Monitorização de Mamíferos. Monitorização de Carnívoros*. Relatório Final. 2ª Fase de Monitorização. (Programa de Minimização para o Património Natural). Centro de Biologia Ambiental (FCUL) e Centro de Estudos da Avifauna Ibérica (CEAI). 207 pp.
- Sarmiento, P. 2002. *Proposal of the action plan for the conservation of the Iberian lynx in Portugal*. Proceedings International Seminar on the Iberian lynx, Andújar Spain, 29-31 October 2002: 10.
- Sarmiento, P. Cruz, J., Monterroso, P., Tarroso, P., Negrões, N. & Ferreira, C.. 2004. *The Iberian lynx in Portugal. Status survey and conservation action plan*. Instituto de Conservação da Natureza. (ICN). 62 pp.
- Sarmiento, P., J. Cruz, P. Monterroso, P. Tarroso, C. Ferreira & N. Negrões. 2005. *Iberian lynx conservation in Portugal: Dilemmas and solutions*. Wildlife Biol. Pract. 1(2): 156-162.

- Sarmiento, P., J. Cruz, P. Tarroso. & P. Gonçalves. 2003. *Recovery of habitats and preys of Lynx pardinus in Serra da Malcata*. UE Life project final report. ICN/RNSM.
- Schadt, S., E. Revilla, T. Wiegand, F. Knauer, P. Kaczensky, U. Breitenmoser, L. Bufka, J. Cervený, P. Koubek, T. Huber, C. Stanisa & L. Trepl. 2002. *Assessing the Suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx*. British Ecological Society. Journal of Applied Ecology, 39, 189-203.
- Schadt, S., F. Knauer, P. Kaczensky, E. Revilla, T. Wiegand & L. Trepl. 2002. *Rule-based Assessment of Suitable Habitat and Patch Connectivity for the Eurasian Lynx*. Ecological Society of América. Ecological Applications. 12 (5). pp. 1469-1483.
- Simon Mata, M. A. 2002. *Programme for the conservation of the Iberian lynx (Lynx pardinus) in Andalusia*. Proceedings International Seminar on the Iberian lynx, Andújar Spain, 29-31 October 2002: 21-24.
- Tarroso, P., C. Ferreira & J. Paupério. 2006. *Métodos de Monitorização das Populações de Coelho-bravo*. Pp.: 83-99. In Ferreira, C. & P.C. Alves. 2006. *Gestão de Populações de Coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus algirus)*. Federação Alentejana de Caçadores (Eds.). 188 pp.
- Travaini, A., M. Delibes, P. Ferreras & F. Palomares. 1997. *Diversity, abundance or rare species as a target for the conservation of mammalian carnivores: a case study in Southern Spain*. Biodiversity and Conservation. 6: 529-535.
- Villafuerte, R., A. Lazo & S. Moreno. 1997. *Influence of Food Abundance and Quality on Rabbit Fluctuations: Conservation and Management Implications in Doñana National Park (SW Spain)*. Rev. Ecol. (Terre Vie). Vol. 52. 345-356.
- Virgós, E., J.L. Tellería & T. Santos. 2002. *A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain*. Biodiversity and Conservation. 11: 1063-1079.
- Virgós, E., S. Cabezas-Días, A. Malo, J. Lozano & D. López-Huertas. 2003. *Factors Shaping European Rabbit Abundance and Fragmented Populations of Central Spain*. Acta Theriologica. 48 (1): 113-122.
- Ward, W. 2004. *The Iberian Lynx Emergency*. 67 pp.
- WWF/Adena. 1999. *Lubicán*. Nº 1 Otoño 1999.
- WWF/Adena. 2000. *Gestão de Fincas Linceras*. Issac Vega (Eds). 17 pp.